Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

91-04405/

Hydrogéologie des contaminants organiques toxiques à un site d'enfouissement, Gloucester (Ontario)

2. Étude de mesures de dépoilution

R.E. Jackson, S. Lesage, M.W. Priddle, A.S. Crowe et S. Shikaze

ÉTUDE N° 181, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTÉRIEURES
BURLINGTON (ONTARIO) 1991

(Available in English on request)

Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/181F
ISBN 0-662-96794-1

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	vii
ABSTRACT	viii
ABRÉVIATIONS	ix
1. INTRODUCTION	1
Qualité des eaux souterraines aux dépotoirs pour déchets dangereux de l'est du Canada	1
Risques pour la santé des eaux souterraines contaminées	5
Besoin d'études de dépollution fiables	6
2. LE SITE D'ENFOUISSEMENT DE GLOUCESTER ET L'AQUIFÈRE ALLUVIONNAIRE	10
Description du site	10
Hydrogéologie	10
Qualité inorganique de l'eau souterraine	12
Migration des contaminants organiques	13
3. DOSAGE ET DEVENIR DES POLLUANTS ORGANIQUES PRIORITAIRES DANS L'AQUIFÈRE ALLUVIONNAIRE	18
Échantillonnage et dosage des contaminants organiques dans l'eau souterraine	18
Méthodes d'échantillonnage	18
Chimie organique analytique	19
Assurance de la qualité/contrôle de la qualité	22
Résultats de l'échantillonnage de 1988	23
Échantillonnage	23
Méthodes analytiques	23
Composés organiques semi-volatils	25
Composés organiques volatils	25
Discussion des mécanismes du transport des contaminants	34
4. MOBILITÉ DES POLLUANTS ORGANIQUES PRIORITAIRES DANS L'AQUIFÈRE ALLUVIONNAIRE	39
Essai en puits de pompage	39
Essais sur colonnes en laboratoire	41
5. DISCUSSION DES OPTIONS DE DÉPOLLUTION	45
RÉFÉRENCES	54
ANNEXE. Données complètes de 1984 et de 1988 pour les composés organiques volatils dans l'aquifère glaciaire, site de Gloucester	59

Tableaux

		Page
1.	Cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux dans l'est du Canada	2
2.	Plages de concentrations de contaminants préoccupants dans les eaux souterraines aux cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux de l'est du Canada	4
3.	Concentrations indiquées dans les recommandations pour la qualité de l'eau potable en µg/L (ppb)	5
4.	Concentrations (µg/L) de l'eau souterraine en produits chimiques organiques toxiques choisis, dans deux des puits de pompage à Mercier (Québec) en août 1988, comparées aux concentrations maximales de contaminants dans l'eau potable recommandées par l'EPA (É.-U.)	8
5.	Données sur la qualité inorganique de l'eau souterraine à des échantillonneurs multiniveaux (16M, 37M) et des piézomètres (41P) choisis dans l'aquifère alluvionnaire	16
6.	E_H et sulfures dissous dans l'eau souterraine de l'aquifère alluvionnaire directement sous l'EDS	16
7.	pH, E_H et oxygène dissous dans l'eau souterraine (échantillonneur 37M-9) sous l'EDS en 1982, 1983 et 1988	17
8.	Composés organiques volatils présents dans l'aquifère alluvionnaire, mai 1988	26
9.	Composés organiques volatils identifiés provisoirement par des recherches informatisées dans des spectrothèques	27
10.	Composés organiques volatils (en µg/L) identifiés dans le réseau des puits de surveillance, mai 1988	27
11.	Répartitions des produits exprimées en pourcentages des quantités totales de chloroéthanes/éthylènes relevées en 37M, 67M et 92M	31
12.	Facteurs de retard	44
13.	Solutions de dépollution	45
14.	Concentrations (en µg/L) de composés organiques volatils mesurés par CG/SM dans l'eau souterraine de l'aquifère alluvionnaire à des échantillonneurs multiniveaux choisis	47

Illustrations

		Page
Figure 1.	Emplacements de cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux de l'est du Canada	3
Figure 2.	Configurations de migration de LLPNA	3
Figure 3.	Configurations de migration de LDPNA	3
Figure 4.	Cancérogénicité chez les animaux de laboratoire	6
Figure 5.	Coupe hydrogéologique des aquifères de surface et du socle rocheux à Ville Mercier (Québec)	7
Figure 6.	Localisation de la région d'étude près d'Ottawa et emplacements des piézomètres et échantillonneurs multiniveaux du réseau de puits de surveillance	10
Figure 7.	Courbes d'égales charges hydrauliques en mètres au-dessus du niveau de la mer le long de la coupe identifiée dans le cartouche, telles que mesurées en octobre 1986	11
Figure 8.	Courbes de charge hydraulique en mètres au-dessus du niveau de la mer à l'intérieur de l'aquifère alluvionnaire, telles que mesurées en octobre 1986	12
Figure 9.	Courbes de concentrations maximales (mg/L) de chlorures aux échantillonneurs multiniveaux dans l'aquifère alluvionnaire, a) novembre 1977, b) juillet 1983 et c) mai 1988	13
Figure 10.	Courbes de concentration (mg/L) dans le panache de chlorure le long de la coupe illustrée, mai 1988	14
Figure 11.	Vue en plan de trois panaches de produits chimiques organiques volatils en 1982 illustrant la dispersion chromatique	15
Figure 12.	Types d'instruments de surveillance: a) échantillonneur multiniveaux à faisceau et b) piézomètre de 5 cm (d.i.) avec pompe spécialisée	19
Figure 13.	Organigramme des méthodes d'échantillonnage et d'analyse	20
Figure 14.	Composantes du système de CG/SM	20
Figure 15.	Chromatogrammes du courant ionique total au point d'échantillonnage multiniveaux 67M-11 au site d'enfouissement de Gloucester	21
Figure 16.	Positions suivant la verticale des points d'admission des tubes des échantillonneurs multiniveaux et des grillages des puits de surveillance situés le long de la coupe représentée en cartouche	24
Figure 17.	Profils de congénères de chlorodibenzodioxines (CDD) et -furanes (CDF) dans un échantillon d'eau souterraine prélevé en 37M-19	25
Figure 18.	Courbes de concentrations (µg/L) pour a) le benzène, b) le chloroforme, c) le 1,1,1-trichloroéthane, d) le trichloroéthylène et e) le 1,1-dichloroéthylène dans les environs immédiats de l'EDS en mai 1988	28
Figure 19.	Courbes de concentrations (µg/L) pour a) le benzène, b) le chloroforme, c) le 1,1,1-trichloroéthane, d) le trichloroéthylène et e) le 1,1-dichloroéthylène le long de la coupe illustrée à la figure 16 en mai 1988	29

Illustrations (suite)

		Page
Figure 20.	Cheminements anoxiques proposés de biotransformation pour a) le 1,1,1-trichloroéthane ou TCA dans des conditions méthanogènes, b) le tétrachloroéthylène ou PCE, et c) le 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane ou CFC113	32
Figure 21.	Profils verticaux de concentration (µg/L) pour quatre résidus de solvants organiques en 16M en 1980, 1983 et 1988	36
Figure 22.	Profils verticaux de concentration (µg/L) pour quatre résidus de solvants organiques en 37M en 1982, 1984 et 1988	37
Figure 23.	Succession chronologique de données en deux points d'échantillonnage multiniveaux à l'intérieur (37M) et à proximité (16M) de l'EDS	38
Figure 24.	Taux de réduction des concentrations de contaminants (éther diéthylique ou DEE, tétrahydrofurane ou THF et 1,4-dioxane) pendant l'essai en puits de pompage	40
Figure 25.	Vue séparée des éléments de la colonne de sol en laboratoire	41
Figure 26.	Diagramme simplifié de l'appareil à colonne complet	42
Figure 27.	Courbes de passage pour l'iodure (V = 45 cm/j) et l'éther diéthylique montrant les valeurs mesurées et les valeurs ajustées au moyen des modèles HEL (iodure) et cinétique (éther diéthylique)	43
Figure 28.	Courbes de passage pour le 1,2-dichloroéthane, le chloroforme ou trichlorométhane, le 1,1-dichloroéthylène et le benzène pour le même essai qu'à la figure 27	43
Figure 29.	Géométrie du réseau de puits de pompage et de recharge recommandé par la GEC	46
Figure 30.	Profil transversal de la contamination par le benzène en 1984 et en 1988	48
Figure 31.	Profil transversal de la contamination par le chloroforme en 1984 et en 1988	49
Figure 32.	Profil transversal de la contamination par le 1,1,1-trichloroéthane en 1984 et en 1988	50
Figure 33.	Profil transversal de la contamination par le trichloroéthylène en 1984 et en 1988	51
Figure 34.	Estimation du nombre de volumes des pores devant être purgés de l'aquifère alluvionnaire pour atteindre une décontamination de 90 %	52

Résumé

Des recherches hydrogéochimiques effectuées entre 1986 et 1989 par les scientifiques de l'INRE ont montré qu'un grand panache de produits chimiques organiques poursuit sa migration dans un aquifère alluvionnaire par suite de l'élimination à l'enceinte réservée aux déchets spéciaux (EDS) du site d'enfouissement de Gloucester près d'Ottawa (Ontario). Le bord d'attaque du panache, caractérisé par des concentrations élevées de chlorures et d'éthers aliphatiques (p. ex. 1,4-dioxane) a franchi les limites du site. La plupart des hydrocarbures halogénés n'ont pas été transportés si loin et restent directement sous l'EDS dans l'aquifère alluvionnaire et la couche semi-perméable sus-jacente. Il y a dans cette zone des indications considérables sur l'existence de réactions de déshalogénation probablement catalysées par l'action microbienne.

Des expériences ont été entreprises sur le terrain et en laboratoire afin de déterminer la mobilité des éthers aliphatiques et de certains hydrocarbures halogénés dans l'aquifère alluvionnaire. Les facteurs particuliers de retard dérivés de ces expériences présentent de bonnes corrélations avec les coefficients de partage octanol-eau de chacun des composés. La comparaison des expériences effectuées en laboratoire à celles menées sur le terrain indique que les colonnes de sols en laboratoire fournissent une évaluation raisonnable des facteurs de retard sur le terrain.

Les solutions de dépollution envisagées pour le site sont examinées et les mesures préliminaires de dépollution appliquées pour le compte du propriétaire du site, Transports Canada, sont décrites. Les systèmes de confinement, comme les murs de ciment, ne conviennent pas en raison du caractère perméable du socle rocheux sous l'EDS. La principale option de dépollution recommandée à Transports Canada par les spécialistes devrait permettre de réussir à décontaminer de grandes parties de l'aquifère; toutefois, la couche semi-perméable sous l'EDS peut avoir subi une contamination étendue par les liquides de la phase non aqueuse et son excavation pourrait s'avérer nécessaire. Une biorestauration sur le site pourra être nécessaire pour compléter la décontamination après l'opération de pompage et de traitement d'une durée de cinq ans.

Abstract

Hydrogeochemical research by NWRI scientists during the period 1986-89 has shown that a large plume of organic chemicals has continued to migrate through an outwash aquifer following disposal at the Special Waste Compound (SWC) at the Gloucester Landfill, near Ottawa, Ontario. The leading edge of the plume, characterized by high concentrations of chloride and aliphatic ethers, e.g., 1,4-dioxane, has moved off site. Most of the halogenated hydrocarbons have not been transported so far and remain directly below the SWC in the outwash aquifer and the overlying aquitard. In this zone there is considerable evidence of dehalogenation reactions, which are probably microbially catalyzed.

Field and laboratory experiments were undertaken to determine the mobility of the aliphatic ethers and some halogenated hydrocarbons in the outwash aquifer. The individual retardation factors derived from these experiments show good correlation with the octanol-water coefficient of each compound. Comparison of the laboratory and field experiments indicates that laboratory soil columns yield reasonable estimates of the retardation factors determined in the field.

The remedial alternatives considered for the site are reviewed and preliminary remedial measures taken on behalf of the site owner, Transport Canada, are described. Containment systems, such as slurry walls, are unsuitable because of the permeable nature of the bedrock beneath the SWC. The principal remedial option recommended by consultants to Transport Canada should be successful in decontaminating large parts of the aquifer; however, the aquitard underlying the SWC may be extensively contaminated by nonaqueous phase liquids and therefore require excavation. In-situ biorestoration may be required to complete aquifer decontamination following the five-year pump and treat operation.

Abréviations

CFC 113:	1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane
DCA:	dichloroéthane
DCE:	dichloroéthylène
DEE:	éther diéthylique ou diéthyléther
d.i.	diamètre interne
LDPNA:	liquide dense en phase non aqueuse
EPA:	Environmental Protection Agency des États-Unis
GAO:	General Accounting Office des États-Unis
GEC:	A.J. Graham Engineering Consultants
CG/SM	chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse
K_{OE}:	coefficient de partage octanol-eau
LLPNA	liquide léger en phase non aqueuse
M:	échantillonneur multiniveaux (p. ex. 54M)
DSM	détecteur sélectif de masse
P:	piézomètre (p. ex. 134P)
HAP:	hydrocarbures aromatiques polycycliques
PCE:	perchloroéthylène ou tétrachloroéthylène
AQ:	assurance de la qualité
CQ:	contrôle de la qualité
R_f:	facteur de retard
ÉDF:	étude de dépollution/étude de faisabilité
SIS:	spectrométrie de masse d'ions sélectionnés
EDS:	enceinte réservée aux déchets spéciaux du site d'enfouissement de Gloucester
TCA:	1,1,1-trichloroéthane
TCDD:	tétrachlorodibenzodioxine
TCE:	trichloroéthylène
TCM:	trichlorométhane ou chloroforme
THF:	tétrahydrofurane
VC:	chlorure de vinyle ou chloroéthylène

Introduction

L'inquiétude du grand public quant aux risques associés aux sites d'enfouissement pour déchets dangereux et à la consommation d'eau souterraine pouvant être contaminée par ces sites a atteint un paroxysme au cours de la dernière décennie. L'évaluation et la dépollution de ces sites ont entraîné des dépenses de millions de dollars de fonds publics et privés au Canada et beaucoup plus encore aux États-Unis. À la suite de l'annonce récente (avril 1989) d'une entente fédérale/provinciale créant un programme quinquennal de 250 millions de dollars (CAN) pour le nettoyage des sites pour déchets dangereux abandonnés de l'ensemble du Canada, il est essentiel que des études hydrogéologiques fiables et complètes de dépollution soient entreprises afin que le programme évite un grand nombre des dépenses inefficaces engagées avec les quelque 5 milliards de dollars (US) du Superfund de l'EPA américaine (p. ex. Freeze et Cherry 1989; Hirschhorn et Oldenburg 1988). Le présent rapport se veut un exemple du genre et du degré de précision des renseignements hydrogéologiques et hydrogéochimiques qui seront nécessaires aux sites d'enfouissement canadiens pour que soient efficaces et rentables les méthodes de dépollution retenues.

L'objet premier du présent rapport est d'examiner et de mettre à jour les données hydrogéologiques et hydrogéochimiques pour le site d'enfouissement de Gloucester, près d'Ottawa (Ontario), puis d'évaluer les options de dépollution permettant la restauration de l'aquifère alluvionnaire sous l'enceinte pour déchets spéciaux (EDS). L'ampleur de la contamination de l'eau souterraine à cet emplacement a été précédemment documentée par Jackson et coll. (1985) dans la première partie du présent rapport. Lors de notre examen des données hydrogéochimiques et des options de dépollution, il sera référé aux rapports de divers experts-conseils, notamment la Water and Earth Sciences Ltd. (WESA) et l'Intera Technologies Ltd., qui ont entrepris des études hydrogéologiques pour le compte du propriétaire, Transports Canada, ou pour le compte d'Environnement Canada. Cependant, ce rapport constitue principalement une présentation et une interprétation des données recueillies en 1988 par le groupe de l'Institut national de recherche sur les eaux (INRE) relativement à l'évaluation ininterrompue de la contamination des eaux souterraines résultant de l'élimination de déchets organiques liquides dans l'enceinte pour déchets spéciaux du site d'enfouissement de Gloucester.

Le reste du premier chapitre aborde l'origine et l'évolution de la contamination des eaux souterraines aux sites d'enfouissement pour déchets dangereux en identifiant des contaminants préoccupants à d'autres emplacements, en examinant les dangers pour la santé associés à la consommation de ces contaminants dans les eaux souterraines et en soulignant la nécessité d'études hydrogéologiques fiables de dépollution de ces emplacements. Le deuxième chapitre présente un examen de l'élimination des déchets ainsi que des données hydrogéologiques et hydrogéochimiques au site d'enfouissement de Gloucester d'après des rapports antérieurs qui ne sont généralement plus disponibles maintenant. De nouvelles données hydrogéochimiques recueillies par l'INRE en 1988 sont présentées au troisième chapitre avec une discussion des méthodes d'échantillonnage et d'analyse utilisées. Lorsqu'elles sont associées à l'information concernant la mobilité des contaminants présentée au quatrième chapitre, ces nouvelles données permettent aux spécialistes de l'hydrogéologie d'évaluer l'à-propos des diverses options de dépollution (chapitre 5).

QUALITÉ DES EAUX SOUTERRAINES AUX DÉPOTOIRS POUR DÉCHETS DANGEREUX DE L'EST DU CANADA

Il devient de plus en plus apparent que la qualité des eaux souterraines dans la plupart des dépotoirs pour déchets dangereux dépend principalement de la présence ou de l'absence de liquides légers ou denses (par rapport à l'eau), ou des deux, en phase non aqueuse, c.-à-d. des LLPNA ou des LDPNA. Bien qu'il soit tout à fait possible que des emplacements ne renferment aucun LPNA, c.-à-d. que

la source de tous les contaminants soit une solution aqueuse, la présence possible de LPNA doit être examinée avant que soit choisie une mesure de dépollution.

La figure 1 situe cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux de l'est du Canada qui ont été étudiés par le groupe responsable de l'étude de la contamination des eaux souterraines à l'INRE. En trois des cinq sites énumérés au tableau 1, la présence de LDPNA a été indiquée par des souillures sur l'équipement de prélèvement d'échantillons d'eau souterraine au fond de trous; aux deux autres emplacements leur présence est soupçonnée mais non confirmée. Les puits de surveillance à Sydney (Nouvelle-Écosse) ont fourni des échantillons renfermant des LLPNA en plus des LDPNA.

Les eaux souterraines migrant autour de mares de LPNA ou au travers de parties d'aquifères renfermant des émulsions résiduelles de LPNA, p. ex. des gouttelettes ou des «ganglions», deviendront contaminées par transfert de matière des LPNA aux eaux souterraines. Comme l'ont montré Hunt et coll. (1988a), ces transferts de matière sont très lents et dépendent de la solubilité ainsi que de la diffusivité moléculaire des composés organiques constituant les LPNA, du débit de l'écoulement des eaux souterraines dans les zones où se trouvent les LPNA et de l'aire des LPNA. Les processus par lesquels les panaches de LLPNA et de LDPNA qui s'enfoncent, se dissolvent et contaminent l'ensemble d'un aquifère sont illustrés aux figures 2 et 3.

La concentration du i^e composant des LPNA dans l'eau souterraine est fournie par l'approximation suivante (Stumm et Morgan 1981; Banerjee 1984):

$$C_i = x_i C_s$$

où x_i est la fraction molaire du i^e composant des LPNA et C_s la solubilité de ce composant dans l'eau. Deux importantes observations peuvent être formulées concernant cette expression.

Premièrement, la concentration à l'équilibre du i^e contaminant dans l'eau souterraine adjacente à une mare de LPNA sera inférieure à la limite de solubilité dans l'eau par un facteur proportionnel à la fraction molaire du contaminant dans la mare. Il en est ainsi

Tableau 1. Cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux dans l'est du Canada

Site	Géologie	Source de contamination
Elmira	Séquence d'aquifères de sable et de gravier séparés par des aquitards de till	Lagunes industrielles avec résidus de procédés chimiques
Gloucester	Séquence d'aquifères de sable et de gravier séparés par des aquitards de till	Élimination de 100 000 L de solvants de laboratoires, de produits de préservation du bois et de produits chimiques inorganiques
Mercier	Esker recouvrant le socle rocheux fracturé	Élimination de 40 000 000 L de déchets industriels liquides
Smithville	Till mince sur dolomie fracturée	Nouveau traitement industriel de liquides organiques
Sydney	Till mince sur grès fracturé	Fabrication de coke et production de goudron de houille

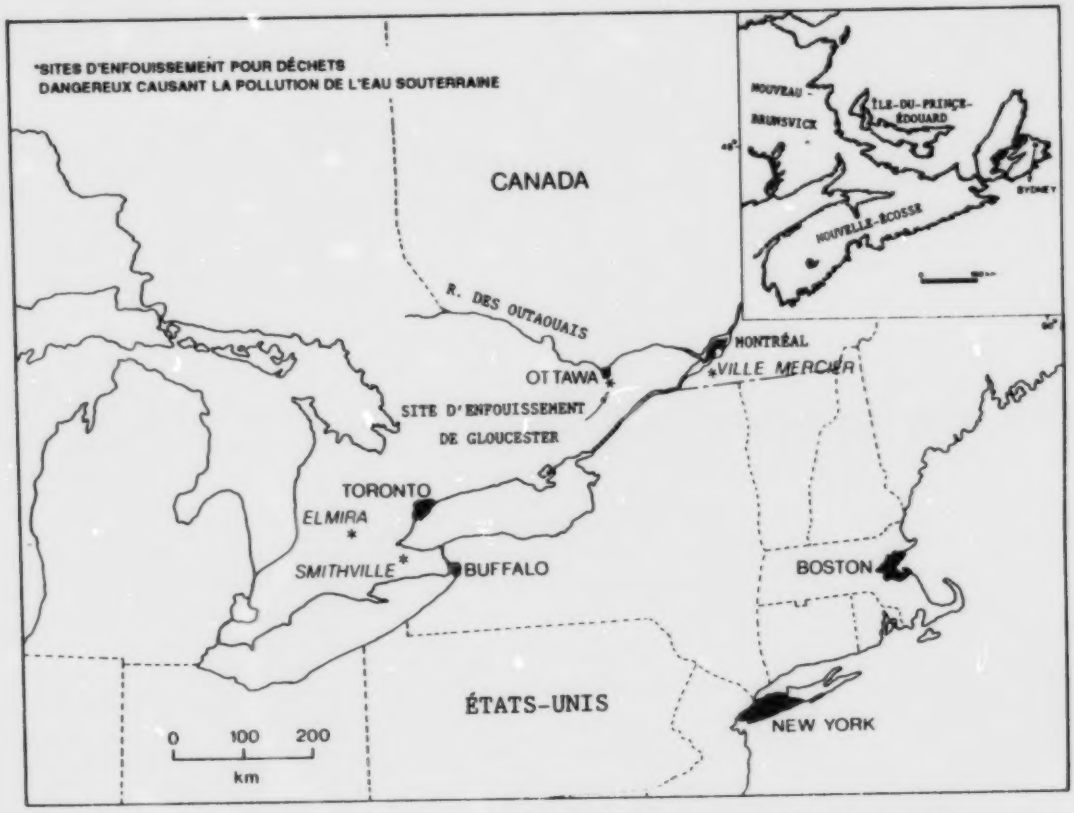


Figure 1. Emplacements de cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux de l'est du Canada.

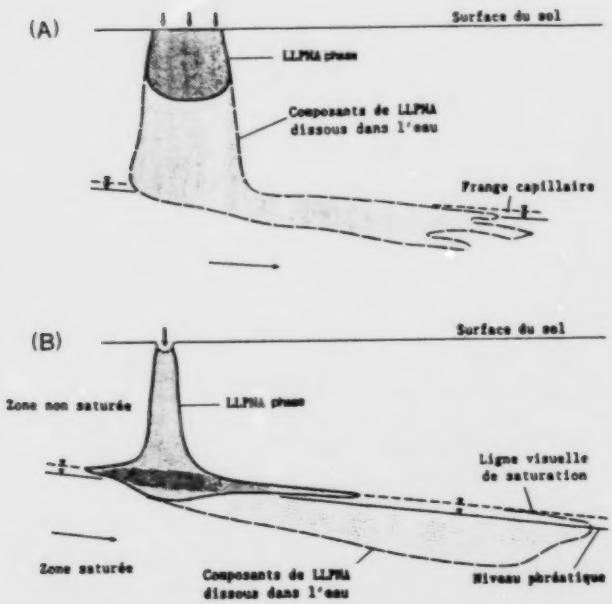


Figure 2. Configurations de migration de LLPNA (d'après Schwille 1975).

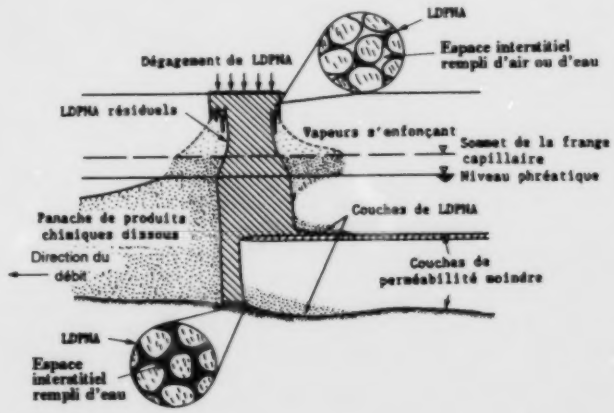


Figure 3. Configurations de migration de LDPNA (d'après Feenstra et Cherry 1988).

parce que le contaminant se partage de manière préférentielle dans la mare (Reinhard et coll. 1984). Deuxièmement, lorsque plusieurs contaminants présentent des fractions molaires similaires dans une mare, la concentration de chacun dans l'eau souterraine adjacente sera fonction de leur hydrosolubilité. En fonction du temps, les composants les plus solubles se dissoudront de manière préférentielle dans l'eau souterraine parce qu'un tel transfert de matière est principalement fonction de la solubilité dans l'eau plutôt que du débit de l'eau souterraine (Anderson et coll. 1987). Ce phénomène est observé dans l'altération des hydrocarbures émergeant à la surface (Hunt 1979) et dans la dépollution des eaux souterraines contaminées par des panaches de solvants [Feenstra, S., 1988, Applied Ground Water Research Ltd., Mississauga (Ontario), comm. pers].

Des aliphatiques halogénés volatils, des pesticides et des hydrocarbures aromatiques se sont dissous dans l'eau souterraine à la plupart des emplacements énumérés au tableau 1 à partir de mares et de ganglions de LPNA et ont engendré des panaches présentant des concentrations dans l'eau de dizaines de mg/L comme l'indique le tableau 2. Puisque ces concentrations sont jusqu'à plus de mille fois supérieures aux limites tolérées pour l'eau potable, la présence de ces contaminants est des plus inquiétante.

Tableau 2. Plages de concentrations de contaminants préoccupants dans les eaux souterraines aux cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux de l'est du Canada. [ppm (>1 mg/L), ppb (= 1 à 1000 µg/L) et ppq (= pg/L) indiquent les concentrations maximales détectées en plusieurs puits de surveillance à chaque endroit.]

Site	LDPNA composition	Contaminants préoccupants
Elmira	Présence incertaine	BTEX, phénols et CP (ppm); 2,4-D et 2,4,5-T (ppb), PCDD (sol)
Gloucester	Présence incertaine	CFC113, solvants, VC, dioxane, benzène (ppb); PCDD, et PCDF (ppq)
Mercier	Pétrole + HAP + solvants	Solvants, benzène, CB et VC (ppm)
Smithville	Pétrole + TCE + PCB + CB	PCB TCE et CB (ppb)
Sydney	Goudron de houille	BTEX et naphtalène (ppm)

Abréviations :

BTEX = benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
CB = chlorobenzènes
CP = chlorophénols
dioxane = 1,4-dioxane
CFC113 = chlorodifluorocarbones-113 (1,1,2-trichloro,1,2,2-trifluoroethane)
PCB = polychlorobiphényles
PCDD = polychlorodibenzodioxines
PCDF = polychlorodibenzofuranes
solvants = tétrachloroéthylène (PCE), trichloroéthylène (TCE), 1,1,2-trichloroéthane (TCA), 1,2-dichloroéthane
VC = chloroéthylène (chlorure de vinyle)
2,4-D = acide 2,4-dichlorophénoxyacétique
2,4,5-T = acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique

RISQUES POUR LA SANTÉ DES EAUX SOUTERRAINES CONTAMINÉES

Les concentrations mentionnées dans les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada sont établies par un sous-comité fédéral-provincial. Certaines des valeurs les plus pertinentes sont indiquées au tableau 3 avec les valeurs de l'EPA américaine qui leur sont comparables. Dans la plupart des cas, il n'existe pas de valeurs canadiennes pour les composés identifiés dans les panaches en migration depuis les sites d'enfouissement pour déchets dangereux énumérés au tableau 1; par conséquent, les organismes canadiens investis d'un pouvoir de réglementation adoptent fréquemment les valeurs de l'EPA.

Ces concentrations sont fixées d'une manière extrêmement conservatrice qui fait intervenir l'extrapolation des résultats de tests de cancérogénicité chez des animaux et parfois de données épidémiologiques chez l'humain pour la prévision des risques pour la santé humaine. L'information tirée de l'évaluation la plus détaillée de ces risques qui ait été publiée (Gold et coll. 1984) est schématisée à la figure 4, qui présente un indice de cancérogénicité pour toute une gamme de composés, dont la plupart ont été identifiés aux cinq sites d'enfouissement pour déchets dangereux abordés dans la présente étude. Bien que cette manière de procéder ait été critiquée comme étant trop conservatrice par d'éminents toxicologues (Ames et coll. 1987; Smith 1988), elle constitue néanmoins une méthodologie largement utilisée par les organismes s'occupant de santé publique. Ainsi la méthode d'estimation du risque pour la santé oblige les chimistes et les hydrogéologues à concevoir des programmes d'échantillonnage et d'analyse visant l'identification et la quantification des produits qui peuvent être cancérogènes dans les eaux souterraines et des concentrations respectant les valeurs des recommandations, concentrations dites à respecter.

Le risque associé à la consommation d'eau souterraine contaminée par l'un ou l'autre des composés indiqués à la figure 4 est supposé proportionnel à la valeur de la DT_{50} — «la dose (en mg/kg de poids corporel/jour) administrée de manière chronique dont la probabilité de ne pas entraîner la formation de tumeurs pendant la durée normale de vie de l'espèce (p. ex. rats mâles) est de 50 %» (Gold et

Tableau 3. Concentrations indiquées dans les recommandations pour la qualité de l'eau potable en µg/L (ppb)

Composé	Concentration maximale acceptable recommandée au Canada	Concentration maximale de contaminants recommandée par l'EPA (É.-U)
Benzène	5	5
Chloroéthylène (VC)	n.d.	2
1,4-Dichlorobenzène	5	75
1,2-Dichloroéthane	n.d.	5
1,1-Dichloroéthylène	n.d.	7
Tétrachlorométhane	5	5
1,1,1-Trichloroéthane (TCA)	n.d.	200
Trichloroéthylène (TCE)	n.d.	5

Sources : Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 1987; Federal Register, 52(130): 25690-25717.

n.d. = Non définie.

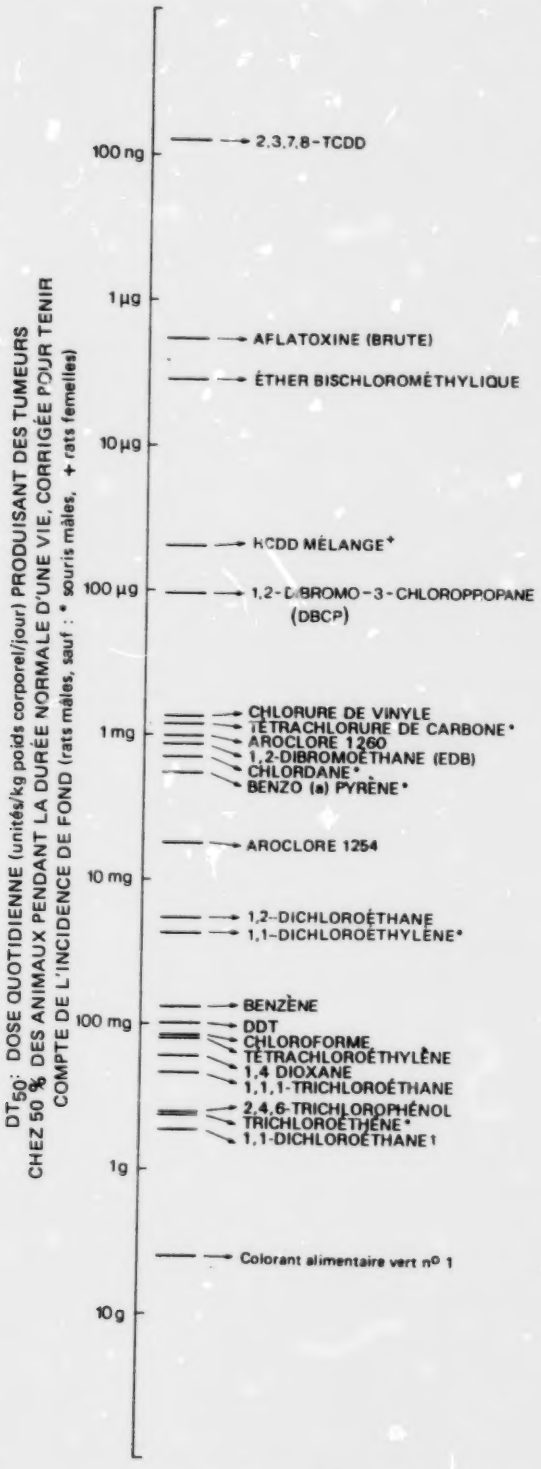


Figure 4. Cancérogénicité chez les animaux de laboratoire (d'après Gold et coll. 1984).

coll. 1984). La valeur de l'indice de cancérogénicité varie entre la plus élevée pour le produit le plus toxique – un isomère de la tétrachlorodibenzodioxine (2,3,7,8-TCDD) – et la moins élevée pour le produit présentant la plus faible toxicité – colorant alimentaire vert n° 1. Toutefois les contaminants les plus préoccupants pour l'hydrogéologue sont ceux qui sont non seulement toxiques mais aussi mobiles et persistants sous la surface (Jackson et coll. 1985).

En conséquence, les isomères de la TCDD, qui sont occasionnellement présents dans les sols et les eaux souterraines, peuvent être moins préoccupants à un site pour déchets dangereux en particulier en raison de leur très faible mobilité attribuable à leur faible solubilité. La plupart des contaminants organiques préoccupants identifiés au tableau 3 se situent dans la zone comprise entre 1 mg/(kg· j) et 1 g/(kg· j) à la figure 4. Le composé pour lequel le tableau 2 indique la plus faible concentration dans l'eau à titre de recommandation est le chlorure de vinyle ou chloroéthylène, qui est un cancérogène connu chez l'humain et qui est produit dans l'eau souterraine par la biodégradation de plusieurs solvants organochlorés communs (Wolf et coll. 1987). Puisqu'il est toxique, mobile et persistant, le chlorure de vinyle est en nombre d'endroits le contaminant le plus préoccupant, même si certains composés d'une beaucoup plus grande cancérogénicité identifiés à la figure 4 y sont également présents. Ce fait exige que soient entreprises des études de dépollution optimisées de manière à tenir compte de tels contaminants préoccupants.

BESOIN D'ÉTUDES DE DÉPOLLUTION FIABLES

L'évaluation des conditions hydrogéologiques et hydrogéochimiques à un emplacement où se trouvent des déchets dangereux devrait mener à une appréciation réaliste des possibilités des diverses techniques de dépollution permettant d'en arriver au but recherché. Dans le langage courant, ces deux étapes sont dites de l'étude de dépollution et de faisabilité ÉDF lorsqu'elles sont intégrées en un seul et même rapport. En raison du caractère inadéquat d'un grand nombre d'études de dépollution aux États-Unis (GAO 1988) et au Canada, les méthodes de dépollution prescrites n'ont pas permis d'atteindre les objectifs formulés, qui étaient parfois dès l'abord impossibles à atteindre.

Le cas de Ville Mercier (Québec) (Martel 1988) constitue un excellent exemple de situation où l'étude de dépollution n'a pas permis d'identifier les véritables conditions au site pour déchets dangereux, ce qui a affaibli les objectifs de l'étude de faisabilité. De 1968 à 1972, environ 40 000 m^3 de déchets industriels liquides ont été éliminés dans des lagunes d'une gravière abandonnée près de Ville Mercier sur la rive sud du Saint-Laurent à 20 km de Montréal (voir figure 1). En 1971, des puits locaux étaient fermés en raison de la contamination, et en 1972 il fut ordonné de mettre fin à l'élimination. Toutefois, en 1988, un panache de produits chimiques organiques volatils avait migré sur une distance d'au moins 4,8 km depuis les zones d'élimination entraînant la fermeture de puits industriels et municipaux d'approvisionnement en eau à Sainte-Martine (voir figure 5) ainsi que de nombreux puits domestiques situés entre Sainte-Martine et Mercier.

Une ÉDF entreprise en 1982 avait mené à la mise en service en juin 1984 d'une usine de traitement pour la décontamination de l'eau souterraine tirée de l'aquifère à l'aval des anciennes lagunes. Il était prévu que l'eau traitée présenterait «des caractéristiques similaires à celles de l'eau potable» et pourrait être utilisée par Mercier comme approvisionnement en eau potable après cinq années de travaux de pompage et de traitement (Simard et Lanctot 1987). Cette usine de traitement et trois puits de pompage ont été exploités de juin 1984 à juin 1985 à raison de 1,2 millions de m^3/a et au coût de 7,4 millions de dollars, ce qui n'a entraîné aucune amélioration importante, par rapport aux recommandations pour l'eau potable, de la qualité de l'eau souterraine alimentant l'usine de traitement. En août 1988, les concentrations de quatre produits chimiques organiques toxiques aux puits de pompage adjacents aux lagunes étaient encore substantiellement plus élevées que celles mentionnées dans les recommandations pour l'eau potable (tableau 4).

L'échec de cinq années de travaux de pompage et de traitement, en rapport avec l'objectif de production d'eau potable pour Ville Mercier, était attribuable à la présence de mares de LDPNA dans l'aquifère superficiel de sable et de gravier et dans les fractures du socle rocheux. L'analyse chimique de l'une de ces mares effectuée par l'Université Laval a

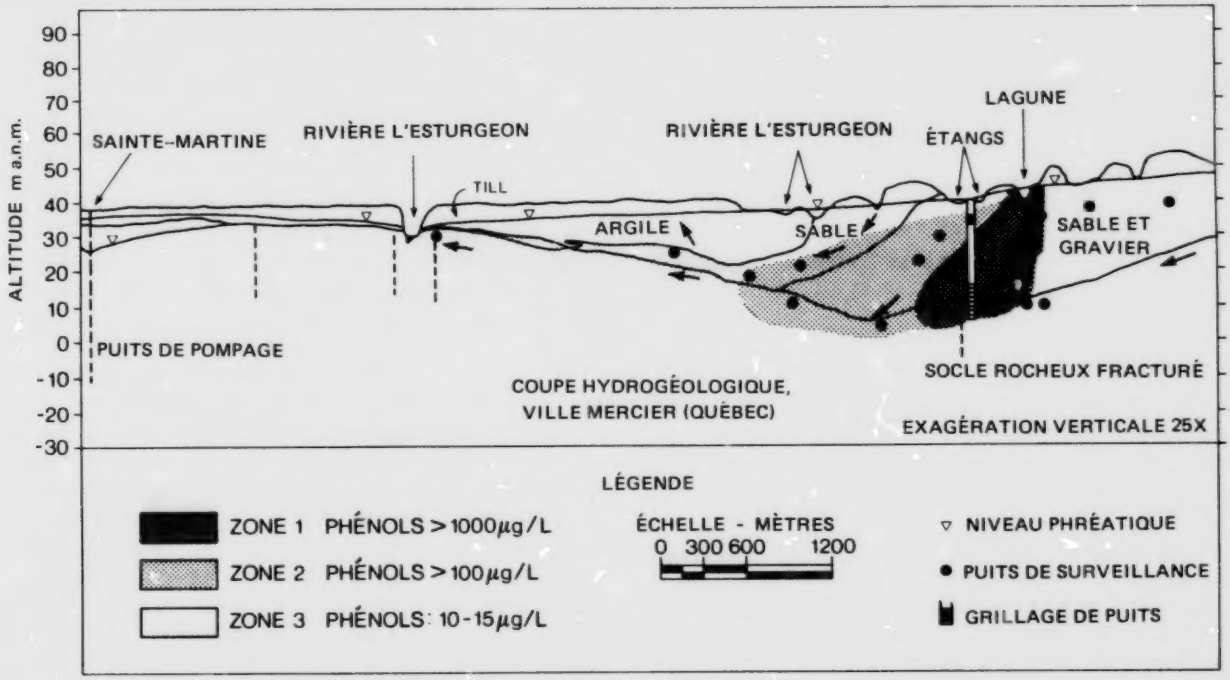


Figure 5. Coupe hydrogéologique des aquifères de surface et du socle rocheux à Ville Mercier (Québec) (d'après un original de Poulin et coll. 1985).

Tableau 4. Concentrations (µg/L) de l'eau souterraine en produits chimiques organiques toxiques choisis, dans deux des puits de pompage à Mercier (Québec) en août 1988, comparées aux concentrations maximales de contaminants (CMC) dans l'eau potable recommandées par l'EPA (É.-U.)

Composé	Puits 1	Puits 3	EPA CMC
Chloroéthylène (VC)	160	92	2
Benzène	174	162	5
1,2-Dichloroéthane	435	723	5
Trichloroéthylène (TCE)	105	102	5

Échantillons analysés par l'INRE.
CMC tirées du Federal Register, 52(130), p. 25691, 8 juillet 1987.

indiqué qu'elle renfermait un mélange complexe d'hydrocarbures de pétrole raffiné (54 %), de solvants organiques volatils (18 %) et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (4,7 %) (H. Pakdel, 1988, département de génie chimique, Université Laval, comm. pers.). L'eau souterraine en contact avec ces LDPNA renfermait des solvants organiques volatils à des concentrations n'atteignant que de 1 % à 2 % de leur hydrosolubilité, ce qui indiquait un transfert de matière relativement lent de la mare à l'eau souterraine adjacente. En conséquence, les travaux de purge de l'aquifère n'ont pas permis d'éliminer cette source de contamination subsuperficielle sous les lagunes, à l'exception d'une mare dont le contenu a été pompé jusqu'à l'usine de traitement où il a encrassé les colonnes d'extraction à l'air, le clarificateur et les colonnes de charbon activé granulaire.

Puisque l'ÉDF de 1982 n'avait pas identifié la présence des LDPNA, la méthode de dépollution retenue, pompage et traitement, pour la décontamination de l'aquifère ne pouvait que contenir la migration des contaminants dissous provenant des LDPNA, mais ne pouvait éliminer de l'aquifère les mares de LDPNA (Martel 1988). Cette conclusion est également celle à laquelle on en est arrivé dans des situations analogues aux États-Unis (Feenstra et Cherry 1988; Mackay et Cherry 1989). Il n'existe aucune autre méthode éprouvée de dépollution que l'excavation des mares peu profondes de LDPNA, même si certaines autres méthodes semblent prometteuses (voir chapitre 5).

L'ÉDF du site de Mercier a été complétée au coût de 300 000 dollars (Simard et Lanctot 1987), dont moins de 100 000 ont été consacrés à l'étude hydrogéologique et hydrogéochimique. Au site d'enfouissement de Gloucester, où n'ont été éliminés qu'environ 100 m^3 de déchets liquides, Transports Canada a dépensé approximativement 450 000 dollars en études hydrogéologiques et hydrogéochimiques, et les instituts de recherche d'Environnement Canada (Institut national de recherche en hydrologie, Institut national de recherche sur les eaux, Centre de technologie environnementale de River Road, Centre technique des eaux usées) y ont dépensé au moins autant. L'ÉDF effectuée en 1982 à Mercier ne peut aucunement être considérée fiable et complète en raison du très maigre budget consacré à l'étude hydrogéologique en rapport avec l'ampleur de l'élimination à l'emplacement.

L'absence de trois éléments est particulièrement étonnante dans la première ÉDF du site de Mercier. Premièrement, l'aquifère de sable et de gravier sous les lagunes n'a pas été suffisamment bien étudié, ce qui a eu comme conséquence que la présence des mares de LDPNA n'a pas été identifiée. Si tel avait été le cas, il aurait été possible de déterminer, par des expériences sur colonnes en laboratoire, que leur enlèvement serait impossible par des travaux de pompage et de traitement. En toute justesse, il faut ajouter que le problème des LDPNA n'était pas parfaitement apprécié par la communauté hydrogéologique en 1982; cependant, l'utilisation d'expériences en laboratoire constituait une pratique

bien établie en hydrogéologie. Deuxièmement, aucune évaluation détaillée de l'ampleur de la contamination du socle rocheux sous le sable et le gravier n'a été effectuée. En raison de la très faible porosité et du gradient hydraulique élevé du socle, l'écoulement de l'eau et le transport des contaminants sont extrêmement rapides dans les fractures du socle, ce qui a mené à la formation du long panache s'étirant en direction de Sainte-Martine. Troisièmement, aucune modélisation simulant mathématiquement l'écoulement de l'eau souterraine et le transport des contaminants n'a été entreprise dans le but d'optimiser la dépollution. Une modélisation mathématique de l'emplacement (D. Isabel, 1988, département de génie géologique, Université Laval, comm. pers.) a depuis montré que le confinement du panache peut être accompli à des taux de pompage beaucoup moins élevés que ceux ayant été utilisés de 1984 à 1989 et que ce confinement peut ainsi être accompli à un coût beaucoup moindre en raison de coûts moins élevés en charbon activé granulaire.

La dépollution du site de Mercier a constitué un apprentissage coûteux dont toute la portée devrait être saisie par les organismes de réglementation, les ingénieurs et les hydrogéologues canadiens. Bien qu'il soit évident que tous les sites ne peuvent faire l'objet des études poussées qui ont été effectuées à Gloucester, il doit exister un certain équilibre entre les sommes consacrées à une ÉDF particulière, les risques pour la santé que pose un site, ainsi que la valeur de la ressource en eau souterraine menacée. Toutefois, il est raisonnable de ne pas dépenser des millions en dépollution avant d'effectuer une étude hydrogéologique et hydrogéochimique fiable et complète de l'emplacement.

Le site d'enfouissement de Gloucester et l'aquifère alluvionnaire

D'importants travaux hydrogéoiogiques et hydrogéochimiques ont été entrepris au site de Gloucester pendant la dernière décennie tant par des experts-conseils pour le compte de Transports Canada que par des chercheurs scientifiques et des ingénieurs d'Environnement Canada (p. ex. Jackson et coll. 1985). Le présent chapitre résume les résultats hydrogéologiques et hydrogéochimiques obtenus lors des études d'évaluation de cet emplacement effectuées par l'INRH et ces experts conseils de 1976 à 1985.

DESCRIPTION DU SITE

Entre 1969 et 1980, le gouvernement du Canada a éliminé des déchets dangereux, principalement des produits chimiques organiques provenant de ses laboratoires à Ottawa, au site d'enfouissement de Gloucester situé à proximité (figure 6). Les travaux d'élimination s'effectuaient dans une «enceinte pour déchets spéciaux», ci-après désignée EDS, située à l'angle sud-ouest du site d'enfouissement. Ces travaux consistaient en l'excavation de tranchées (12 m de long x 3 m x 3 m) dans lesquelles étaient déposées des bouteilles renfermant des déchets chimiques liquides et des charges explosives dont la détonation entraînait la combustion des déchets. Ces déchets consistaient en solvants non chlorés (56,4 m^3), en produits de préservation du bois non spécifiés (30 m^3), en solvants chlorés (8,6 m^3) et en plus faibles quantités de déchets acides, de chlorures ferriques et d'autres déchets (GEC 1985a).

HYDROGÉOLOGIE

Un carottage détaillé du sol et des essais hydrogéologiques ont permis l'identification des cinq unités hydrostratigraphiques représentées à la figure 7. L'unité A, le socle rocheux calcaire fracturé, se trouve à des profondeurs variant de 25 à 30 m et est en partie recouverte par un till (unité B) présentant une conductivité hydraulique relativement faible. L'unité C, recouvrant le till ou le socle rocheux, est une épaisse (jusqu'à 25 m) succession de limons, de sables, de gravier et de galets appelée épandage fluvio-glaciaire (alluvionnaire), qui forme un aquifère semi-captif sous le site d'enfouissement. Cet épandage est recouvert d'une couche discontinue de limon, l'unité D. L'aquifère de surface, l'unité E, peut être d'une épaisseur atteignant 10 m et se compose de sables et de graviers.

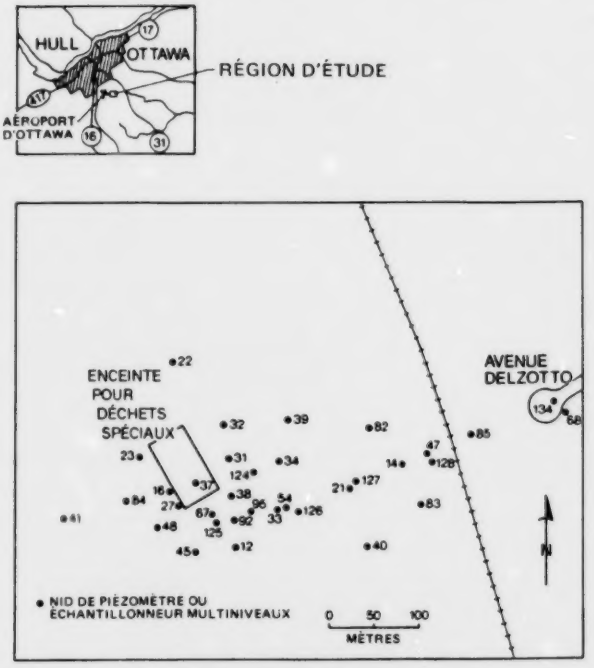


Figure 6. Localisation de la région d'étude près d'Ottawa et emplacements des piézomètres et échantillonneurs multiniveaux du réseau de puits de surveillance. La voie ferrée traversant la figure en direction du nord-ouest constitue la limite de la propriété sur laquelle se trouve le site.

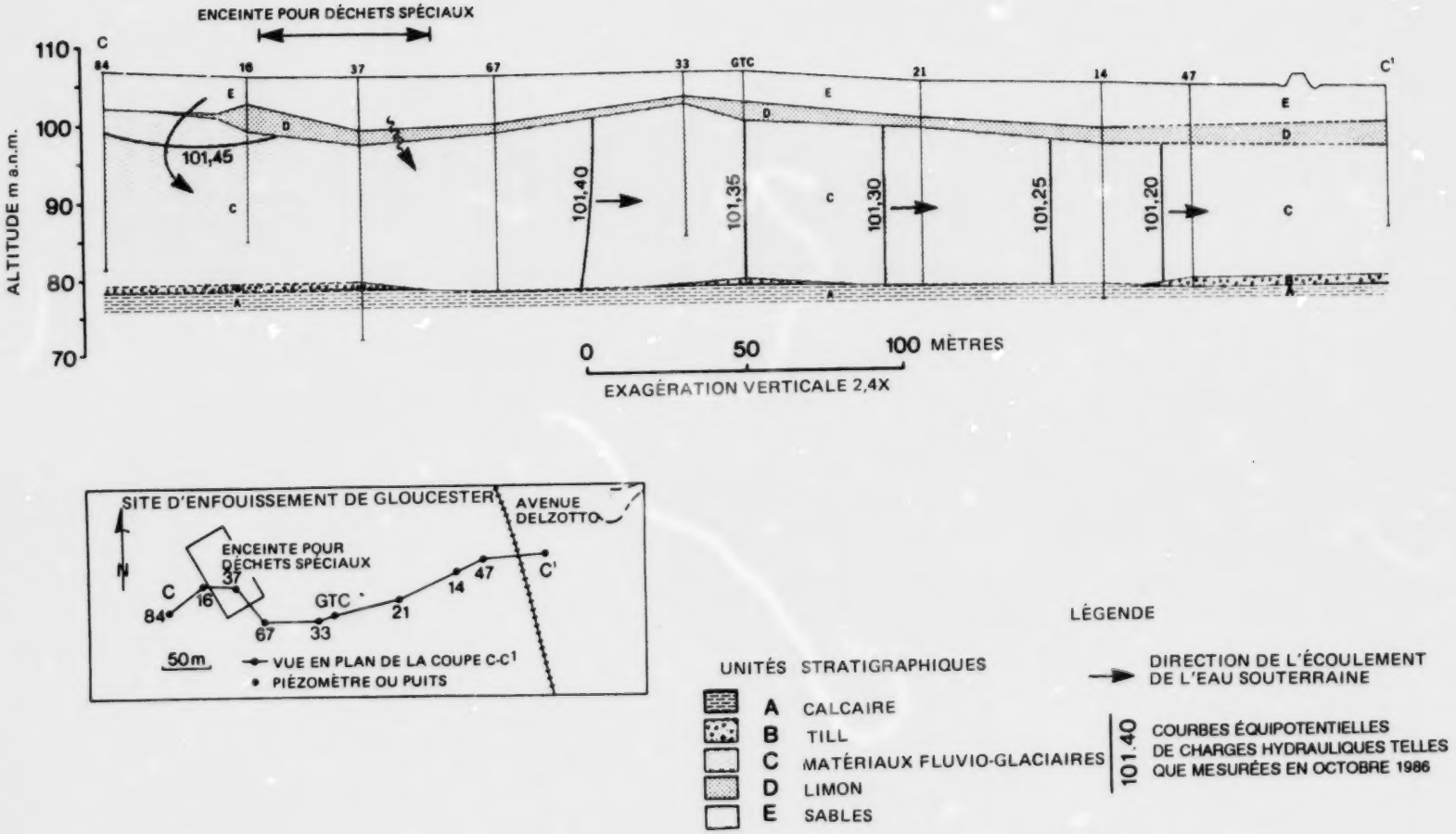


Figure 7. Courbes d'égales charges hydrauliques en mètres au-dessus du niveau de la mer (m a.n.m.) le long de la coupe identifiée dans le cartouche, telles que mesurées en octobre 1986. La flèche sinueuse sous l'EDS indique la possibilité de fuite au travers de l'unité imperméable D. Remarquer l'exagération verticale.

L'aquifère alluvionnaire, unité C, présente la composition minéralogique suivante: feldspath (50 %), quartz (20 %) et quantités mineures (50 + %) de mica, de calcite, de dolomie et de hornblende. La teneur en carbone organique des sédiments de l'aquifère s'établit en moyenne à 0,06 %. L'aquifère présente une conductivité hydraulique moyenne de 10^{-4} m/s, une porosité de 0,30 à 0,35 et une vitesse linéaire moyenne d'écoulement de l'eau souterraine de 0,05 m/j (Jackson et coll. 1985; Michel et coll. 1984). La température de l'eau souterraine est de l'ordre de 9 à 10 °C.

La configuration de l'écoulement de l'eau souterraine sous l'EDS en octobre 1986 est représentée à la figure 7. Il y a écoulement d'eau souterraine vers le bas depuis l'aquifère de surface, unité E, dans l'aquifère alluvionnaire captif. Il semble y avoir une certaine infiltration par des fenêtres perméables dans la couche rétentrice limonneuse, unité D. Après la pénétration des solutés dans l'aquifère alluvionnaire, les courbes équipotentielles verticales indiquent qu'ils sont transportés horizontalement vers l'est. Des essais sur le terrain ont démontré que le sous-bassement rocheux est hydrauliquement relié à l'aquifère alluvionnaire (Jackson et coll. 1985). La figure 8 montre en plan la configuration de l'écoulement dans l'aquifère alluvionnaire à la même époque.

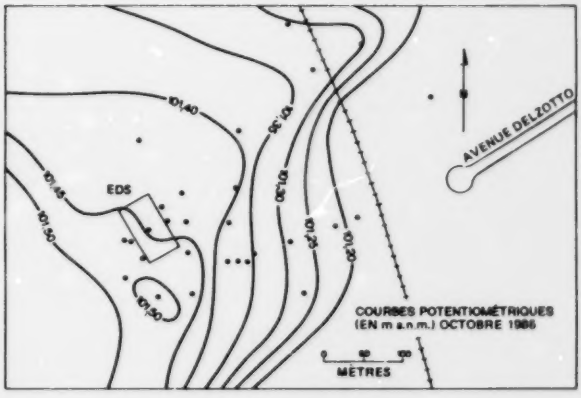


Figure 8. Courbes de charge hydraulique en mètres au-dessus du niveau de la mer (m a.n.m.) à l'intérieur de l'aquifère alluvionnaire, telles que mesurées en octobre 1986.

QUALITÉ INORGANIQUE DE L'EAU SOUTERRAINE

La répartition des chlorures dans l'aquifère alluvionnaire est montrée en plan et en coupe respectivement aux figures 9 et 10. Les premiers échantillons recueillis au site d'enfouissement de Gloucester en novembre 1977 indiquaient des concentrations inférieures à 5 mg Cl/L dans le secteur (voir figure 9) où elles sont actuellement supérieures à 250 mg Cl/L. Les concentrations de fond de chlorures dans l'eau souterraine des secteurs d'amont par rapport au gradient, à l'ouest de l'EDS (p. ex. 41P, voir figure 6), sont inférieures à 10 mg/L. Les concentrations sont de beaucoup supérieures sous l'EDS et en aval-gradient de cette dernière. La configuration verticale du panache de chlorures (figure 10) suivant une coupe vers l'aval-gradient de l'EDS indique qu'ils sont transportés depuis les tranchées de l'enceinte vers le bas dans l'aquifère alluvionnaire puis en aval-gradient vers l'est. Le bord d'attaque de ce panache a progressé et se situe maintenant au-delà de la voie ferrée passant près de l'avenue Delzotto (figure 9). Cette configuration de la migration est conforme aux directions de l'écoulement de l'eau souterraine représentée aux figures 7 et 8. D'après les mesures de la vitesse de l'écoulement de l'eau souterraine dans l'aquifère alluvionnaire et en supposant qu'il n'y a aucun retard, le panache progresse à une vitesse approximative de 5 cm/j.

Le pH des eaux souterraines peu profondes en amont-gradient de la décharge est d'environ 8,0 comme le montre le tableau 5. Puisque la pluie et l'eau de fonte des neiges sont généralement acides (pH < 5), il y a, pendant l'infiltration et la percolation, neutralisation considérable résultant de la dissolution des minéraux carbonatés, qui constituent une composante importante des matériaux de l'aquifère alluvionnaire. Les valeurs de l'indice de saturation (tableau 5) indiquent que toute l'eau souterraine est presque saturée ou sursaturée en calcite et en ferrihydrite ($Fe(OH)_3$). À l'intérieur du panache de chlorures, le pH est généralement inférieur à 8,0 et à l'occasion inférieur à 7,0, ce qui est probablement attribuable à l'hydrolyse du CO_2 formé pendant l'oxydation des résidus organiques de l'EDS, qui produit des alcalinités titrables supérieures à 10 méq/L, comparativement à des valeurs de 3 à 4 méq/L dans l'eau souterraine non contaminée (Jackson et coll. 1985).

En raison de son importance dans la transformation des composés organiques, l'état d'oxydoréduction du réseau d'écoulement de l'eau souterraine

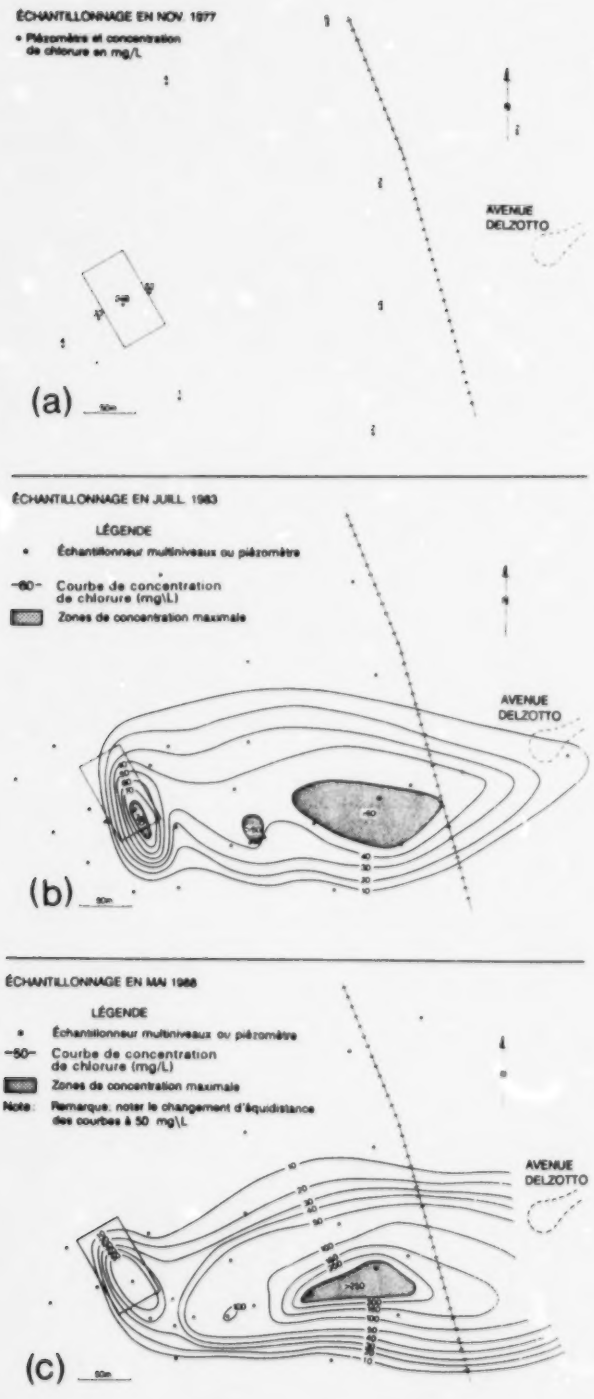


Figure 9. Courbes de concentrations maximales (mg/L) de chlorures aux échantillonneurs multiniveaux dans l'aquifère alluvionnaire, a) novembre 1977, b) juillet 1983 et c) mai 1988. L'EDS est délimitée à gauche.

a été déterminé de manière détaillée et a été surveillé pendant une période de huit ans. L'eau souterraine non contaminée en amont-gradient de l'EDS (p. ex. 41P) renferme des quantités mesurables d'oxygène dissous (2 à 6 mg/L) et présente des valeurs de E_H supérieures à 0,5 V. À l'intérieur du panache de chlorures, l'eau souterraine ne renferme que des quantités non détectables (c.-à-d. moins de 0,3 mg/L) d'oxygène dissous et présente des valeurs de E_H variant de -0,04 à 0,2 V; de telles valeurs ont antérieurement été associées à des milieux réducteurs de sulfates dans les réseaux d'écoulement d'eau souterraine (Champ et coll. 1979; Jackson et Patterson 1982). En 1983, des données sur les sulfures ont été relevées dans l'aquifère alluvionnaire au moyen de deux échantillonneurs à plusieurs niveaux (37M et 67M) et sont présentées au tableau 6. Puisque la contamination de l'aquifère alluvionnaire par les produits organiques était la plus intense de 1982 à 1984, avant qu'il y ait eu un certain pompage au puits 36W, il est important de noter qu'il n'y a eu aucune modification importante du pH ou du milieu d'oxydo-réduction pendant la période de 1982 à 1988 (voir tableau 7).

MIGRATION DES CONTAMINANTS ORGANIQUES

Jackson et coll. (1985) signalaient, en plus de la contamination par les chlorures, une substantielle contamination de l'aquifère alluvionnaire par les produits organiques. Les configurations de la migration des contaminants organiques dans l'aquifère alluvionnaire en 1982 résultant d'éliminations de produits dans l'EDS suggèrent que les solvants organiques ont subi une dispersion chromatographique, c.-à-d. un transport de solutés dans la phase aqueuse simultanément à la sorption des contaminants, principalement par les particules de carbone organique des sédiments de l'aquifère (Patterson et coll. 1985). Comme le montre la figure 11, les contaminants organiques ont été transportés sur des distances inversement proportionnelles à leur coefficient respectif de partage octanol-eau. Puisque le coefficient de partage octanol-eau (K_{OE}) constitue une mesure de la tendance naturelle à la sorption du composé par la matière organique (c.-à-d. au partage hydrophobe), il s'ensuit que le transport observé des solvants organiques par l'eau souterraine est conforme à la théorie de la sorption hydrophobe de Schwarzenbach et Westall (1981) et d'autres. Ce comportement a des implications pour la décontamination de l'aquifère.

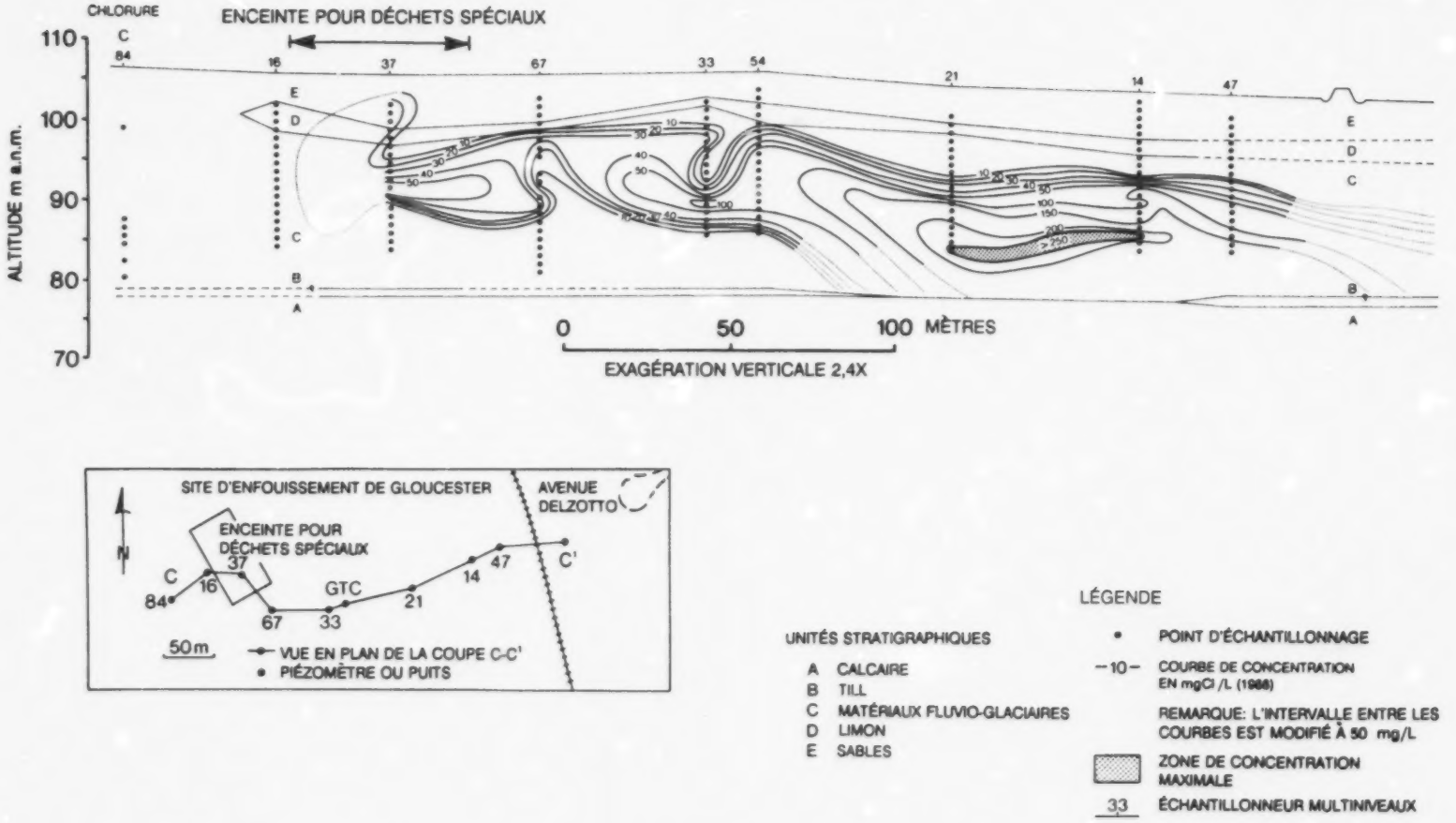


Figure 10. Courbes de concentration (mg/L) dans le panache de chlorure le long de la coupe illustrée, mai 1988.

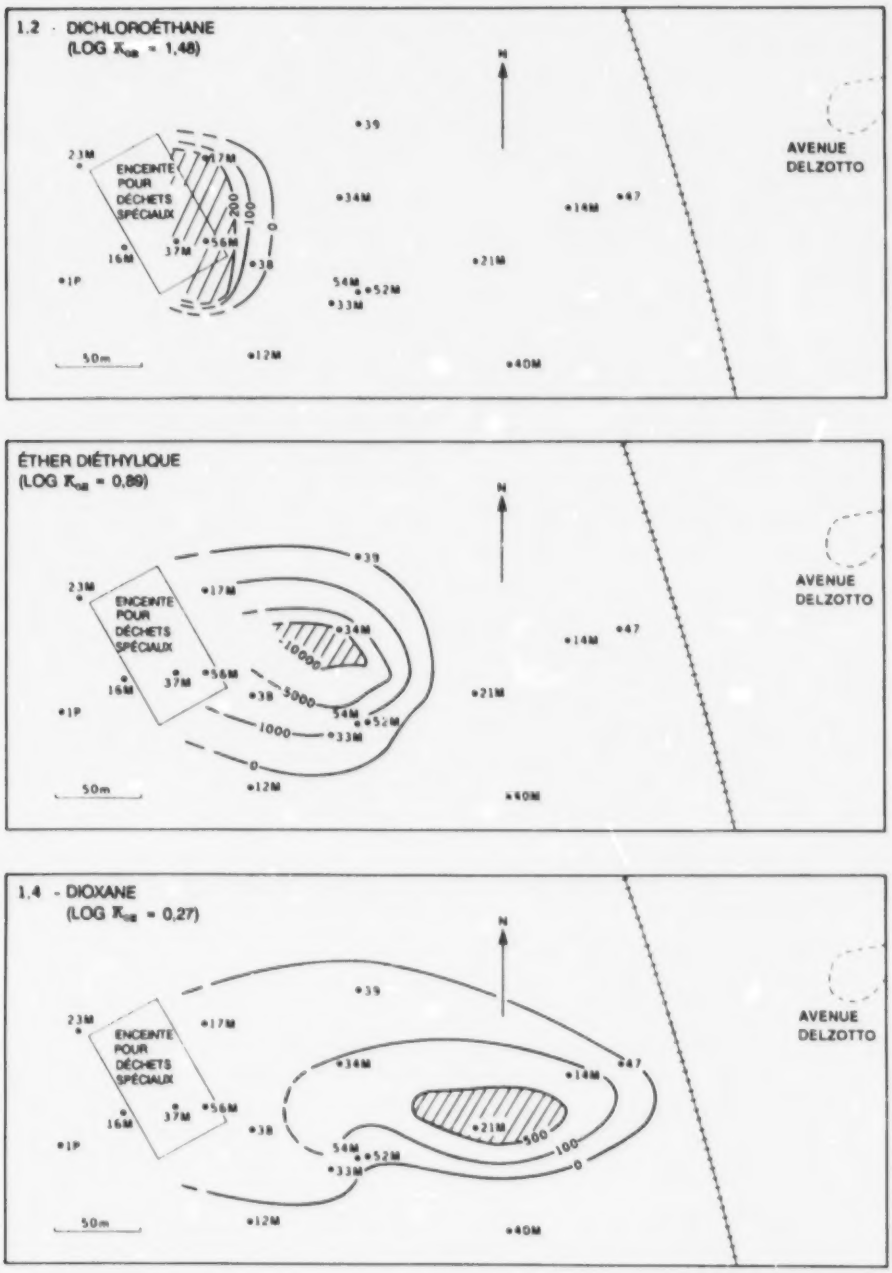


Figure 11. Vue en plan de trois panaches de produits chimiques organiques volatils en 1982 illustrant la dispersion chromatique (d'après Patterson et coll. 1985).

Tableau 5. Données sur la qualité inorganique de l'eau souterraine à des échantillonneurs multiniveaux (16M, 37M) et des piézomètres (41P) choisis dans l'aquifère alluvionnaire. (Voir aux figures 2 et 4 les positions des appareils.)

Paramètre	Unités	41P	16M-16	37M-9
Cond. sp.	µs/cm	380	730	1380
pH		7,9	7,3	7,2
E_H	volts	0,55	0,13	0,13
O_2	mg/L	2,1	≥0,2	≥0,2
Alc. tit.	meq/L	3,6	7,0	10,4
TIC	mg/L	47	99	141
TOC	mg/L	1,3	14	61
Ca^{2+}	mg/L	60	120	210
Mg^{2+}	mg/L	21	20	58
Na^{+}	mg/L	1,2	13	88
K^{+}	mg/L	0,9	6,7	3,5
Fe^{2+}	mg/L	0,5	1,5	6,7
Mn^{2+}	mg/L	0,1	n.m.	0,2
SO_4^{2-}	mg/L	32	65	290
Cl^{-}	mg/L	6,2	27	200
IS calcite		0,34	0,26	0,45
IS sidérite		-6,7	0,16	0,76
IS ferrihydrite		3,2	1,1	1,4

Cond. sp. = Conductance électrique spécifique à 10 °C.
E_H = Potentiel mesuré à l'électrode de Pt par rapport à l'électrode à hydrogène normale.
Alc. tit. = alcalinité titrable.
TIC = Carbone inorganique total.
TOC = Carbone organique total.
n.m. = Non mesuré.
IS = Indice de saturation, log PAI - log $K_{s,p}$.

Tableau 6. E_H et sulfures dissous dans l'eau souterraine de l'aquifère alluvionnaire directement sous l'EDS

Point de surveillance*	E_H(V)	Sulfures (mg/L)
37M-1	0,07	0,01
37M-6	0,06	0,12
37M-7	0,06	0,13
37M-9	0,04	0,075
67M-6	n.m.	0,005
67M-7	n.m.	0,005
67M-9	0,05	1,1
67M-11	n.m.	0,040

*Voir à la figure 3 les emplacements des points de surveillance.
n.m. = Non mesuré.

Tableau 7. pH, E_H et oxygène dissous dans l'eau souterraine (échantillonneur 37M-9) sous l'EDS en 1982, 1983 et 1988

	1982	1983	1988
pH	7,2	7,0	7,1
E_H (V)	0,13	0,04	0,11
O_2 (mg/L)	<0,3	<0,3	<0,3

Les contaminants qui ont été transportés le plus loin, c'est-à-dire les plus mobiles, seront les plus facilement purgés de l'aquifère par pompage. Le système de dépollution doit par conséquent être conçu de manière à récupérer toute une gamme de contaminants présentant des mobilités très variées.

Dosage et devenir des polluants organiques prioritaires dans l'aquifère alluvionnaire

Le relevé effectué en 1982 au site de Gloucester par l'INRH a indiqué qu'il y avait une importante migration des chlorures et des solvants organiques vers les limites de la propriété comme l'indiquent les figures 9, 10 et 11. Bien que certains sels de métaux lourds aient été éliminés dans l'EDS, l'échantillonnage hydrogéochimique détaillé a indiqué qu'aucun n'était présent en quantité importante dans l'eau souterraine (Jackson et coll. 1985). En conséquence, les contaminants préoccupants à l'emplacement ont été ceux de la liste des polluants prioritaires de l'EPA, un groupe de 129 produits chimiques toxiques identifiés par Keith et Telliard (1979), dont certains sont présentés à la figure 4 et dont on sait de plus qu'ils sont cancérogènes. Des relevés annuels détaillés des polluants organiques ont donc été effectués en 1984, 1987, 1988 et 1989. Les résultats des relevés de 1984 et de 1988 sont présentés sous forme de tableau à l'annexe.

Les principes généraux adoptés par l'INRE lors de l'échantillonnage et du dosage des polluants organiques prioritaires sont décrits dans le présent chapitre avec une discussion des résultats hydrogéologiques et hydrogéochimiques du relevé effectué en 1988 par l'INRE.

ÉCHANTILLONNAGE ET DOSAGE DES CONTAMINANTS ORGANIQUES DANS L'EAU SOUTERRAINE

Méthodes d'échantillonnage

L'échantillonnage des eaux souterraines contaminées par des polluants organiques exige une sélection méticuleuse des instruments de surveillance, le principal critère étant que chaque unité hydrostratigraphique du réseau d'écoulement de l'eau souterraine doit être échantillonnée séparément. Les puits pénétrant plus d'une unité fournissent peu de renseignements utiles (Grisak et coll. 1978; Reilly et coll. 1989), en partie parce que la dilution des échantillons prélevés dans des puits profonds indique une dispersion plus grande que la dispersion réelle, mais aussi parce que les échantillons intégrés peuvent indiquer des concentrations de contaminants inférieures aux concentrations recommandées alors qu'elles peuvent être plus élevées que ces dernières à l'intérieur d'une unité particulière.

La figure 12 présente deux types de dispositifs couramment utilisés pour l'échantillonnage des eaux souterraines – l'échantillonneur multiniveaux de type à faisceau et le piézomètre de 5 cm de diamètre. Les deux dispositifs permettent l'échantillonnage de petites zones dont les eaux souterraines peuvent être contaminées. Le premier est fréquemment utilisé pour la représentation cartographique en trois dimensions des limites des panaches de contaminants (p. ex. dans Jackson et coll. 1985). Le deuxième est généralement utilisé pour la surveillance de la qualité de l'eau souterraine lorsqu'il est nécessaire d'établir qu'elle est conforme aux spécifications de règlements ou de recommandations; le grillage est alors fabriqué d'un matériau inerte, p. ex. l'acier inoxydable.

Au site d'enfouissement de Gloucester, les échantillons prélevés en rapport avec le respect des recommandations ont été recueillis au moyen de pompes submersibles spécialisées (QED Systems, Ann Arbor, Mich.) avec vessies de PTFE (Teflon) actionnées à l'air ou à l'azote comprimés ne venant pas en contact avec l'échantillon d'eau souterraine. La pompe, illustrée à la figure 12, est placée à la profondeur du grillage du puits et peut être isolée de l'eau stagnante dans le puits par un système de garniture gonflable placé immédiatement au-dessus. Généralement un volume égal à trois fois celui de la partie du puits garnie du grillage est pompé avant que soit entrepris l'échantillonnage (Barcelona et Helfrich 1986; Robin et Gillham 1987).

La figure 13 montre la succession des travaux effectués sur le terrain pour la collecte d'échantillons et la répartition ultérieure des portions d'échantillons

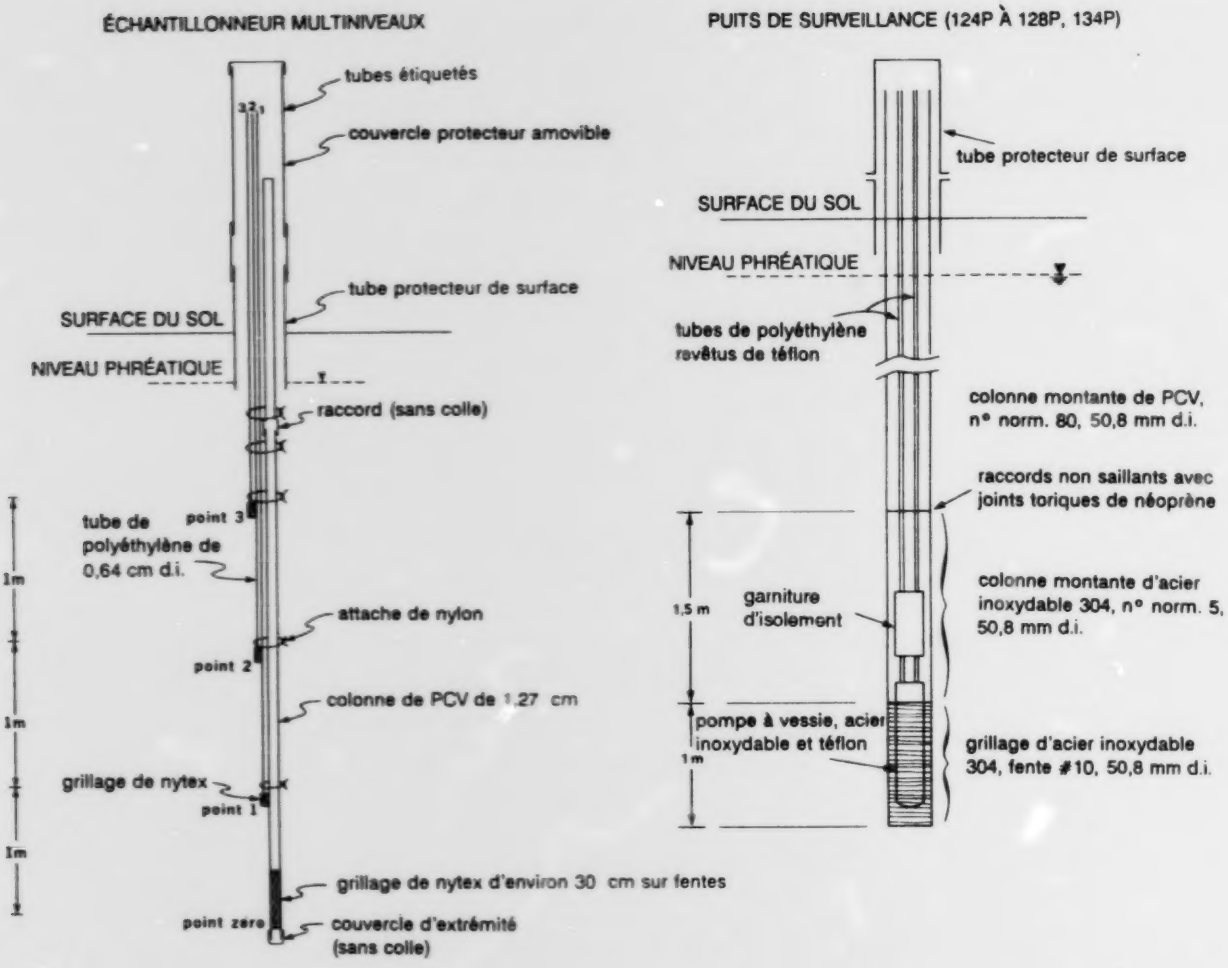


Figure 12. Types d'instruments de surveillance: a) échantillonneur multiniveaux à faisceau et b) piézomètre de 5 cm (d.i.) avec pompe spécialisée.

à soumettre au dosage. Les échantillons sont recueillis dans des bouteilles de verre ambres nettoyées par chauffage préalable, sans volume libre dans le cas des échantillons avec produits organiques volatils et à raison de 100 mL/min ou moins. On laisse déborder des bouteilles un volume égal à au moins 1,5 fois leur volume, et elles sont ensuite rapidement fermées et entreposées à environ 4 °C jusqu'au dosage (Barcelona et coll. 1985). Les bouteilles pour échantillons ne devraient pas êtres rincées avec l'échantillon à cause de la possibilité qu'une pellicule de LDPNA y adhère.

Les méthodes de conservation diffèrent pour les constituants organiques et inorganiques de l'eau souterraine. Il est en particulier déconseillé de filtrer sous vide les échantillons recueillis en vue du dosage des produits organiques volatils en raison des possibilités de volatilisation des analytes. Toutefois, les échantillons à soumettre au dosage des hydrocarbures aromatiques volatils, p. ex. le BTEX au tableau 2, devraient être conservés au HCl (U.S. EPA 1984a).

Chimie organique analytique

À Gloucester tous les contaminants préoccupants étaient organiques; en conséquence leur dosage par l'INRE a été effectué par chromatographie

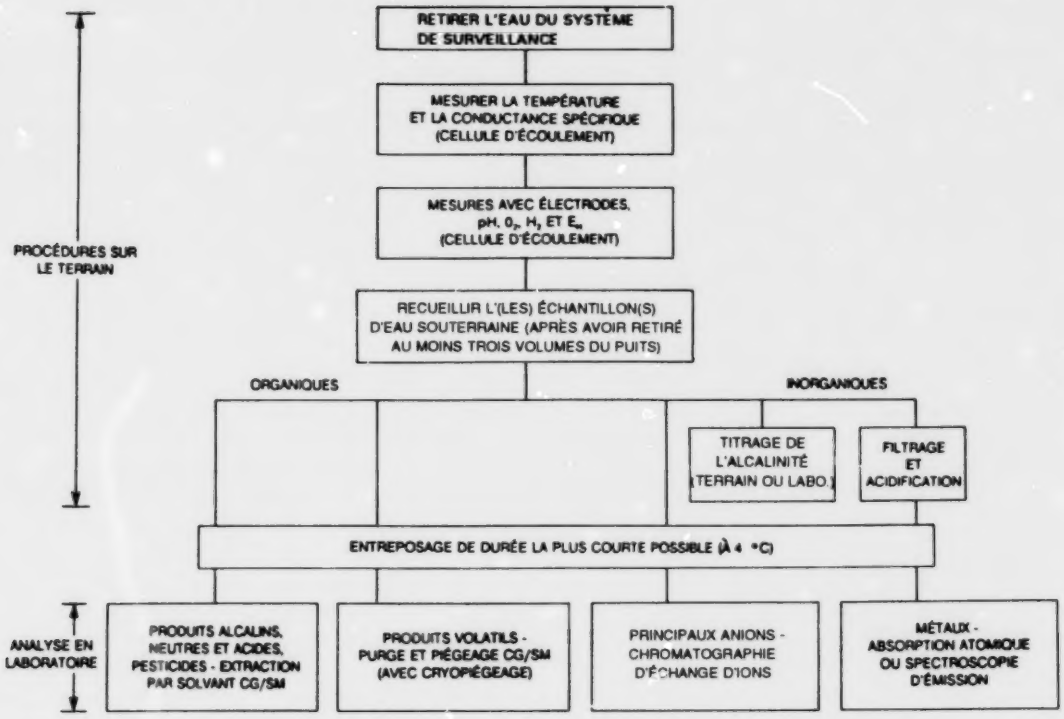


Figure 13. Organigramme des méthodes d'échantillonnage et d'analyse.

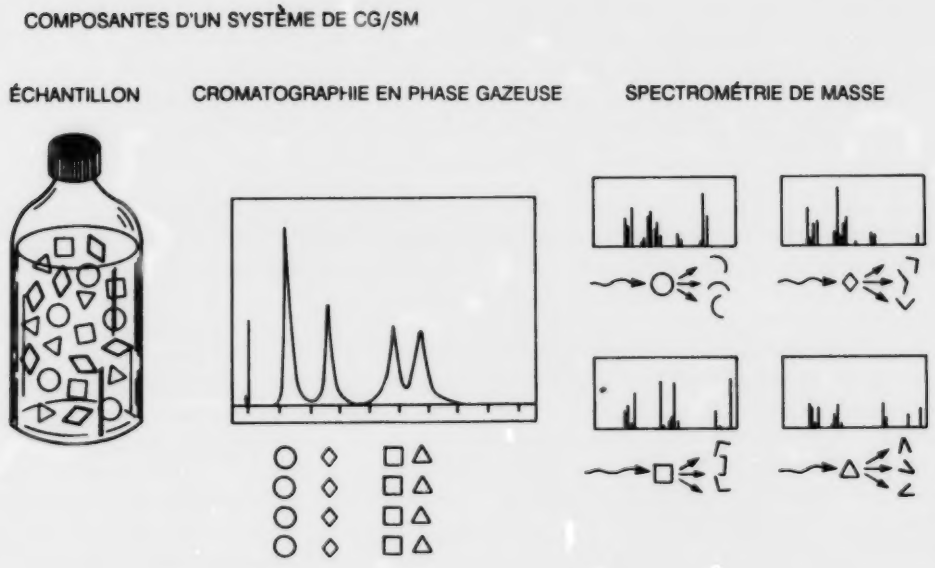


Figure 14. Composantes du système de CG/SM (d'après Swallow, Shifun et Doherty 1988).

en phase gazeuse combinée à la spectrométrie de masse (CG/SM). Les principales composantes du système de CG/SM sont indiquées à la figure 14. Essentiellement, l'échantillon d'eau souterraine renfermant un mélange de produits chimiques est d'abord concentré (purge et piégeage) puis les produits chimiques individuels qu'il renferme sont séparés dans la colonne capillaire du CG, chaque composé produisant sur le chromatogramme un pic indiquant un temps de rétention distinct dans la colonne du CG. Les produits chimiques élués du CG sont ensuite ionisés en fragments de masse caractéristique produisant des spectres de masse qui en permettent l'identification. Notons que la CG seule ne permet pas de confirmer l'identité d'un produit chimique, car un grand nombre de produits chimiques ont des temps de rétention similaires dans les colonnes de CG; la SM constitue donc une étape essentielle de l'identification des composés.

L'analyse de CG/SM peut être effectuée suivant deux modes — balayage complet ou spectrométrie des ions selectionnés (SIS). Dans le premier cas, une gamme de masses (en général de 45 à 450 unités de masse atomique) est acquise à raison d'un balayage par seconde, c.-à-d. qu'à chaque seconde un spectre de masse complet est obtenu et stocké dans l'ordinateur spécialisé de CG/SM pour interprétation ultérieure. Dans le deuxième cas, seules les masses des ions caractéristiques des contaminants préoccupants sont acquises; la SIS maximise ainsi la sensibilité et la sélectivité du système de CG/SM. À Gloucester les analyses ont été effectuées en mode de balayage complet, ce qui a permis l'identification de plusieurs composés dont la présence était insoupçonnée (voir ci-après). La figure 15 présente un chromatogramme du courant ionique total, c.-à-d. obtenu lors d'un balayage complet des ions de produits organiques volatils dans

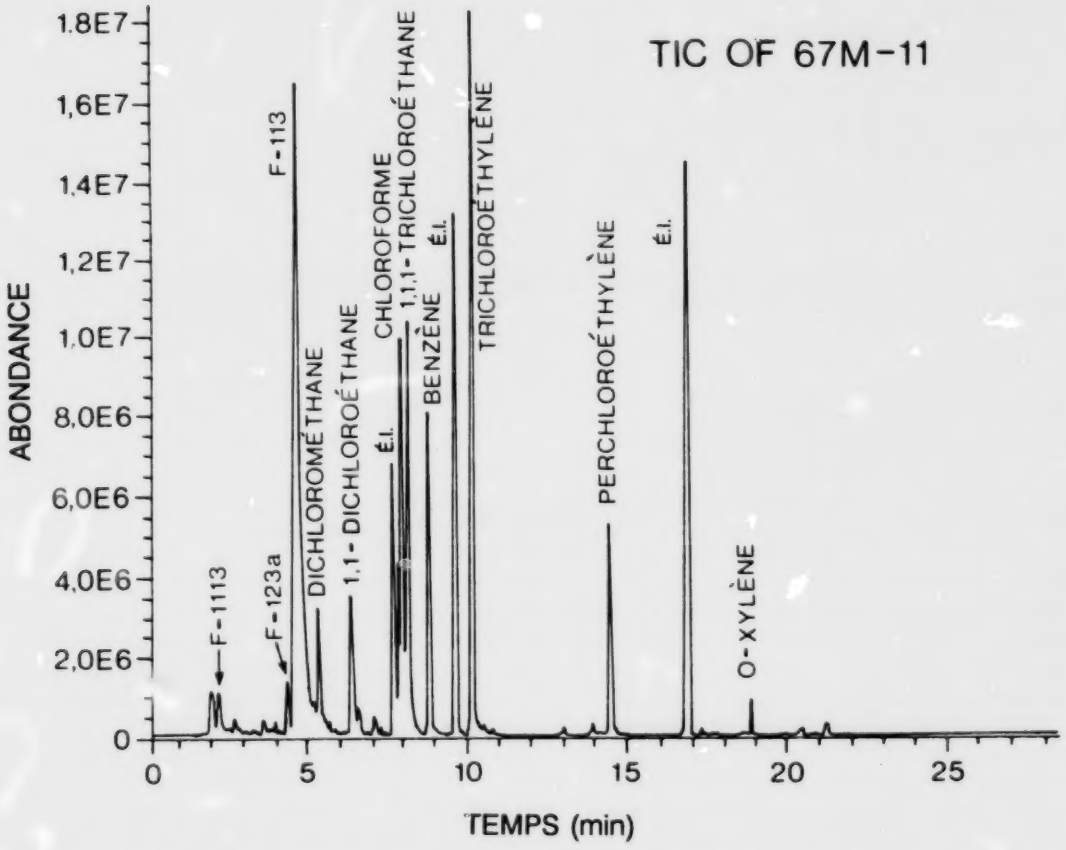


Figure 15. Chromatogrammes du courant ionique total au point d'échantillonnage multiniveaux 67M-11 au site d'enfouissement de Gloucester.

un échantillon d'eau souterraine provenant du site d'enfouissement de Gloucester.

Même lorsqu'un spectre complet est acquis, une analyse quantitative des ions extraits est effectuée. Un ion est choisi pour chaque composé aux fins du dosage, c.-à-d. que chaque ion constitue un détecteur spécifique. L'aire sous la courbe pour chaque pic du chromatogramme est obtenue par intégration et comparée à celle d'un étalon. De plus, l'aire sous la courbe est obtenue par intégration pour un ou deux autres ions caractéristiques et les rapports de ces aires sont comparés à ceux des ions primaires; ces ions sont dits qualificatifs parce qu'ils permettent une identification qualitative du composé. Dans des conditions identiques d'utilisation de la CG/SM, les rapports des aires pour les ions qualificatifs sur les aires pour les ions primaires sont constants. Ces rapports et les temps de rétention des composés dans la colonne de CG constituent les critères utilisés pour assurer une identification correcte des analytes.

L'identification des composés que renferme un échantillon s'effectue en comparant les spectres des composés inconnus à ceux d'une spectrothèque stockée dans l'ordinateur de CG/SM. Il existe deux méthodes de comparaison dites de recherche directe et inverse. Par la recherche directe, le spectre d'un produit inconnu est comparé à ceux d'une spectrothèque existante, p. ex. celle du National Bureau of Standards (NBS) des États-Unis, ou d'une spectrothèque préparée par l'utilisateur. Cette recherche fournit une liste de produits classés suivant la qualité de la correspondance entre les spectres. Il n'est pas rare que des correspondances à 90 ou 95 % soient considérées comme confirmatives, mais lorsqu'elles sont de beaucoup inférieures, le chimiste doit interpréter les différences et suggérer des identifications possibles. Dans la recherche inverse, les spectres d'un groupe, formant une spectrothèque créée par l'utilisateur, sont comparés à tous les spectres relevés dans l'échantillon. Des recherches de ce genre sont couramment effectuées lors du dosage de composés cibles ou de «polluants prioritaires».

La recherche directe permettra également d'identifier des polluants non prioritaires qui peuvent présenter un intérêt considérable pour l'identification de l'origine ou des voies des contaminants de l'eau souterraine contaminée (Swallow et coll. 1988); elle est cependant plus longue à effectuer et par conséquent plus coûteuse que la recherche inverse. Cette dernière présente l'avantage de permettre l'identification à partir de quantités beaucoup plus petites de composés que la recherche directe.

Le spectromètre de masse présente donc comme avantages, par rapport aux autres détecteurs (DCE, DIF, etc.), le fait que la quantification ne soit pas influencée par la présence de coéluats et le fait que le spectre permet une identification non ambiguë des composés cibles ainsi qu'une identification provisoire des composés non visés.

Assurance de la qualité/contrôle de la qualité

Le but de tout programme d'assurance de la qualité (AQ) est de réduire les erreurs analytiques de mesure en deçà de limites convenues (contrôle de la qualité ou CQ) et d'assurer une probabilité élevée que les résultats des analyses soient d'une qualité acceptable par un système dit d'évaluation de la qualité (American Chemical Society 1983).

Des programmes d'AQ/CQ doivent être appliqués à deux niveaux distincts. Premièrement, à l'intérieur du laboratoire afin d'assurer que de bonnes pratiques soient toujours utilisées et que les résultats obtenus soient uniformes et de qualité acceptable. Deuxièmement, un contrôle de l'extérieur doit être mis en oeuvre par le client afin d'assurer que des données obtenues de sources différentes et à des époques différentes soient comparables.

Le programme d'AQ/CQ doit permettre l'évaluation de deux facteurs — la précision et l'exactitude qui sont définis comme suit:

> *Précision:* degré de correspondance de mesures répétées entre elles (American Chemical Society 1983).
>
> *Exactitude:* degré de conformité d'une valeur mesurée à la valeur vraie (Taylor 1987).

La précision est souvent plus difficile à évaluer et en particulier dans le cas des composés organiques volatils, en raison de la non disponibilité de matériaux de référence certifiés pour un grand nombre d'analytes et de matrices d'échantillons (c.-à-d. pour la totalité de l'échantillon, p. ex. lixiviat de site d'enfouissement) ainsi qu'en raison du caractère peu fréquent des études interlaboratoires. Une solution de remplacement convenable serait de faire préparer par un autre laboratoire un ensemble d'étalons et d'échantillons dopés à inclure avec les autres échantillons. Il doit être souligné que les échantillons

partagés entre deux laboratoires ne renseignent que peu ou pas du tout quant à la précision ou à l'exactitude.

Les principaux outils d'AQ/CQ utilisés par l'INRE lors de son évaluation du site d'enfouissement de Gloucester ont été l'utilisation de blancs, de dosages répétés, de substituts et d'étalons internes. Il a été adopté comme règle de recueillir des blancs sur le terrain ou sur place afin d'évaluer la contamination de l'échantillon de l'extérieur, p. ex. par le benzène dans de l'essence entreposée près des bouteilles pour échantillons, et de corriger les résultats d'après ces blancs. Les dosages répétés sont importants parce qu'ils constituent la seule mesure de la variabilité des échantillons. Il est par conséquent préférable d'analyser un échantillon trois fois et ainsi d'obtenir des statistiques concernant la variabilité plutôt que d'analyser deux fois deux échantillons, ce qui ne permet pas l'estimation de mesures statistiques.

Les substituts, des composés analogues aux analytes et qui sont ajoutés à l'échantillon avant l'étape du dosage, ont remplacé les échantillons dopés comme outils d'AQ/CQ. Ceci s'explique du fait que le personnel du laboratoire ne connaît habituellement pas à priori la concentration prévue de l'analyte et ne peut par conséquent doper l'échantillon de manière sensée. La plupart des substituts sont des analogues deutérés (marqués au deutérium) de l'analyte d'intérêt ou des analogues chimiques, p. ex. le bromodichlorométhane pour les produits organiques volatils, dont la présence dans l'échantillon est jugée peu vraisemblable. Puisque le substitut est ajouté avant l'extraction, il est présent pendant toute la procédure analytique et sa récupération est signalée à titre de mesure de l'effet de matrice et de l'erreur d'analyse.

L'INRE a enfin utilisé des étalons internes comme outils d'AQ/CQ. Ces étalons peuvent également être des analogues deutérés; toutefois ils sont ajoutés à l'étape finale et utilisés pour la quantification. Ils ont comme objet de tenir compte de la variabilité de l'instrument et des échantillons. Ainsi, la région du pic de l'étalon interne sur le chromatogramme de l'échantillon est comparée à celle du chromatogramme de normalisation, et toutes les concentrations sont corrigées de manière à tenir compte de toute variabilité. Pour le dosage des produits volatils, les substituts et les étalons internes sont ajoutés ensembles avant l'étape de purge.

RÉSULTATS DE L'ÉCHANTILLONNAGE DE 1988

Échantillonnage

Les échantillons d'eau souterraine ont été recueillis en mai 1988 en des points de surveillance choisis du réseau de puits de surveillance. Ces points sont indiqués à la figure 16. Des ensembles de cinq échantillons ont été recueillis aux piézomètres de 5 cm de d.i. (indiqués par la notation 124P...128P), complets avec grillages d'acier inoxydable, pompes spécialisées à vessies de Teflon et garnitures gonflables (QED Environmental Systems Inc., Ann Arbor, Mich.), qui ont été gonflées au dessus des grillages des puits de manière à venir en contact avec un prolongement en acier inoxydable du grillage. Avant l'échantillonnage, l'équivalent d'au moins trois volumes de la partie grillagée du puits a été rejeté. Les autres échantillons ont été obtenus au moyen des échantillonneurs multiniveaux à faisceau (indiqués par la notation 16M, 37M, etc., Cherry et coll. 1983) à l'aide de pompes péristaltiques. Les échantillons ont été recueillis dans des fioles de verre ambre de 25 mL ou de 40 mL et conservés sur de la glace jusqu'à temps de parvenir au laboratoire.

Les mesures du pH et du E_H ont été effectuées sur le terrain au moyen d'électrodes combinées en verre et platine installées dans des cellules d'écoulement hermétiques (Jackson et coll. 1985). La concentration en oxygène dissous a été déterminée à l'aide d'un oxymètre 2606 de l'Orbisphere Laboratories (York, Maine). Les mesures des sulfures ont été effectuées au moyen de couples d'électrodes en verre/sulfures dans une solution acide (pH < 5) dans des conditions d'écoulement continu en milieu fermé (Gulens 1985).

Méthodes analytiques

Le dosage des composés organiques volatils a été effectué suivant la méthode 624 de l'EPA (U.S. EPA 1984b). Un appareil de purge et piégeage modèle 810 d'Unacon (Envirochem Inc., Kemblesville, Pa.) a été utilisé pour concentrer les analytes. Cet appareil était relié à un CG-DS modèle 5970 de Hewlett Packard. Une colonne d'analyse DB-624 (J&W Scientific) de 30 m et de 0,32 mm de d.i. avec film de 1 µm d'épaisseur était directement reliée à la source du détecteur sélectif de masse (DSM). Le chromatographe en phase gazeuse était refroidi à -5 °C avec du CO_2 liquide pour permettre l'analyse

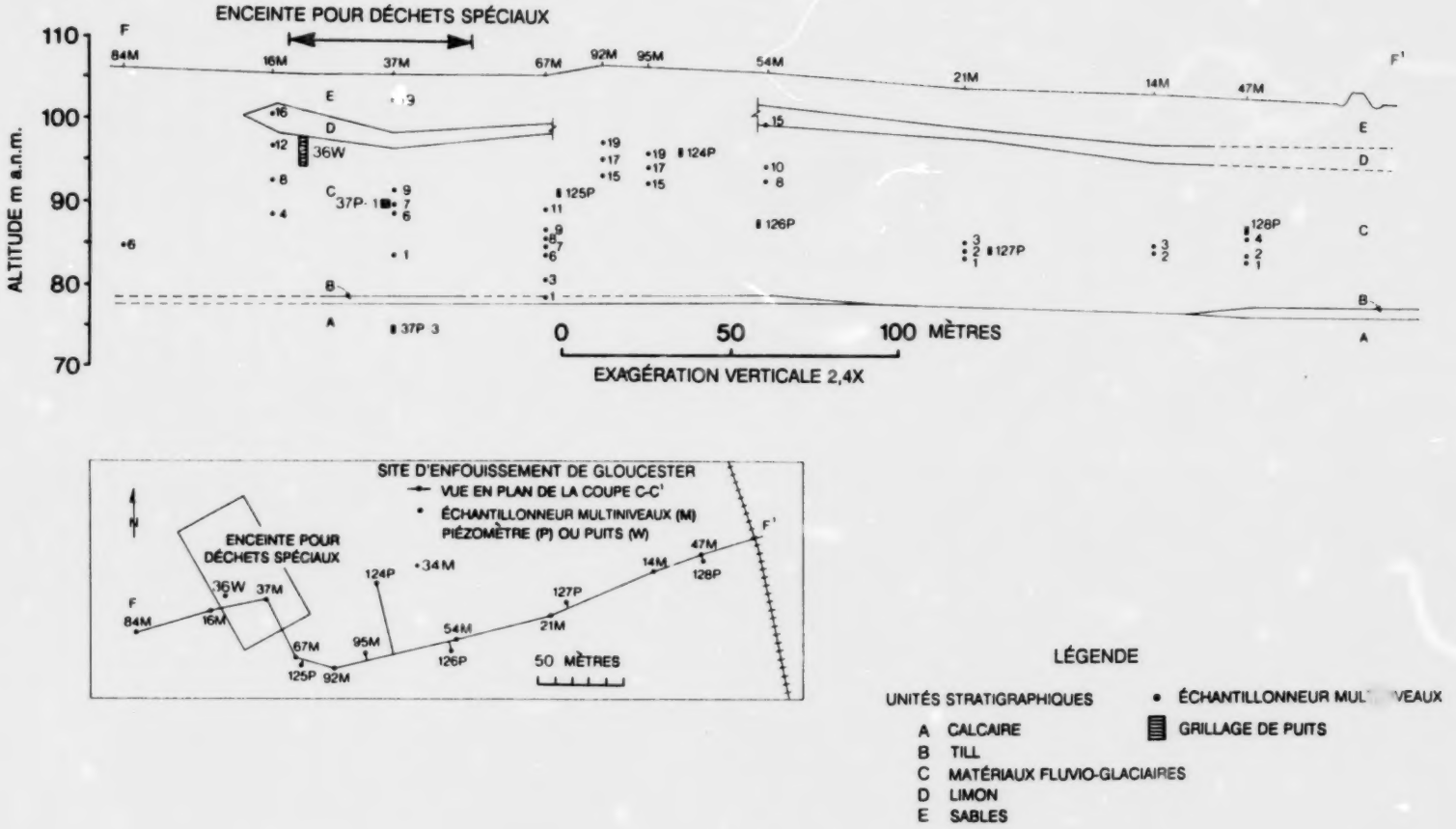


Figure 16. Positions suivant la verticale des points d'admission des tubes des échantillonneurs multiniveaux et des grillages des puits de surveillance situés le long de la coupe représentée en cartouche. Tel que montré sur le cartouche, les profondeurs de certains des puits non situés le long de la coupe sont indiquées par projection dans le plan de cette coupe.

des gaz purgeables, et l'augmentation de la température était programmée en deux étapes jusqu'à 140 °C (-5 °C à 35 °C à 10 °C/min puis à 4 °C/min). Des étalons internes de difluorobenzène et de chlorobenzène-d5 ont été ajoutés à des échantillons de 10 mL immédiatement avant la purge. De 40 à 250 u.m.a. étaient acquises à raison de deux balayages par seconde, mais la quantification était effectuée d'après des ions extraits spécifiques pour chaque analyte, avec un ion qualificatif pour confirmation. Les étalons d'analyse étaient préparés avec les produits chimiques les plus purs disponibles provenant de diverses sources. Les produits inconnus, pour lesquels aucun étalon n'était disponible, étaient provisoirement identifiés par comparaison avec leur spectre aux 42 000 spectres de composés d'une spectrothèque du National Bureau of Standards (NBS).

Avant 1983, la plupart des données ont été obtenues au moyen d'un appareil HP7675 de purge et piégeage relié à un CG-DIF, et certains des dosages étaient confirmés au moyen d'un spectromètre de masse Finnigan 4000. À compter de 1984, une combinaison de DIF et de détecteurs Hall a été utilisée jusqu'en 1987 alors que le système précédemment décrit de CG-DSM a été acquis.

Les produits semi-volatils et les dioxines ont été dosés suivant les protocoles 625 et 613 de l'EPA (U.S. EPA 1984c, 1984d), sauf qu'un échantillon de 10 L était extrait dans le cas des dioxines. Le dosage a été effectué par M. R. Lao du CTERR à Ottawa au moyen d'un CG-DSM Finnigan 4000.

Composés organiques semi-volatils

Puisque l'élimination de la plupart des produits chimiques organiques liquides à cet emplacement comprenait leur incinération et qu'il y avait raison de penser que ces liquides englobaient des résidus de pentachlorophénol (c.-à-d. sous forme de produits de préservation pour le bois), on a soupçonné la présence de chlorodibenzodioxines (CDD) et de chlorodibenzofuranes (CDF) dans l'eau souterraine. Les espèces les plus abondantes détectées à l'échantillonneur multiniveaux 37M-19 sont l'octachlorodibenzodioxine et l'heptachlorodibenzofurane (figure 17). Aucune tétrachlorodibenzodioxine n'a été détectée. Les concentrations totales de CDF et de CDD étaient respectivement de 43 et de 59 pg/L. La configuration de la répartition était analogue à celle observée pour la combustion des produits organochlorés (Czucza et Hites 1984).

Plusieurs dosages au CG/SM ont été effectués en 1983 afin de détecter la présence de contaminants semi-volatils directement sous l'EDS. De très peu nombreux composés ont été identifiés et la plupart de ceux qui l'ont été étaient des acides gras présents naturellement. Le seul polluant prioritaire dont la présence ait été identifiée était le phénol, dont la concentration était d'approximativement 90 µg/L au 37P-1. Un laboratoire indépendant a signalé les pesticides silvex et 2,4-D à des concentrations approximatives de 20 µg/L au 36W. Plus récemment, l'analyse de l'échantillon 92M-15 avec un dépouilleur thermique dynamique (purge et piégeage à 95 °C) n'a indiqué la présence d'aucun composé semi-volatil anthropique. Cela n'est pas très étonnant en raison de la nature des déchets et si on considère que la plupart de ces composés présentent des valeurs relativement élevées du log K_{OE} qui font qu'on ne peut s'attendre à ce qu'ils migrent très loin.

Composés organiques volatils

Les composés organiques volatils, pour la plupart des solvants de laboratoires nettement identifiables qui ont survécu à l'incinération, représentent la plus grande partie des contaminants à Gloucester et sont énumérés aux tableaux 8 et 9. Pour l'étude de leur comportement ils seront classés en groupes, suivant leur mobilité, et une attention particulière sera accordée aux produits pouvant résulter de leur biotransformation ainsi qu'à leur répartition. La présence possible d'un panache de phase non aqueuse sera également examinée. Les concentrations absolues (voir tableau 10) étaient généralement de beaucoup inférieures en mai 1988 à ce qu'elles étaient lors des périodes antérieures d'échantillonnage (voir Jackson et coll. 1985) en raison de l'important volume d'eau souterraine pompé

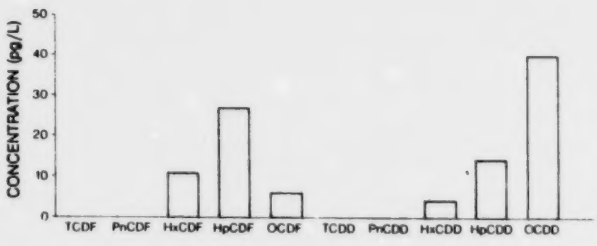


Figure 17. Profils de congénères de chlorodibenzodioxines (CDD) et -furanes (CDF) dans un échantillon d'eau souterraine prélevé en 37M-19. Les préfixes sont les suivants: T = tétra, Pn = penta, Hx = hexa, Hp = hepta.

au puits 36W et qui a été utilisé pour l'évaluation de technologies innovatrices de traitement avant d'être retourné à l'aquifère par le même puits (figure 16). Ces travaux n'ont influencé la qualité de l'eau souterraine que directement sous l'EDS, où ils ont entraîné une diminution des concentrations. Les figures 18 et 19 montrent les configurations de migration de composés organiques volatils choisis.

Éthers aliphatiques

Ces composés sont particulièrement préoccupants en raison de leur migration rapide dans l'aquifère (Jackson et coll. 1985; Patterson et coll. 1985) comme le démontre leur présence au 126P et au 127P (tableau 10). Le centre de masse du panache d'éther diéthylique et de tétrahydrofurane

Tableau 8. Composés organiques volatils présents dans l'aquifère alluvionnaire, mai 1988

Composé	Concentration (µg/L)	Fréquence[a] %	Hydrosolubilité[b] (mg/L)	% de l'hydrosolubilité[c]
Dioxane	~ 300-2000	13	∞ d	
Éther diéthylique	<2-658	68	84300(15 °C)[e]	0,0008
Tétrahydrofurane	20-230	32	∞ e	
Benzène	0,9-646	65	1780(20 °C)	0,04
Toluène	<0,5-2,5	30	470(16 °C)	0,0005
Éthylbenzène	2	3	140(15 °C)	0,001
o-Xylène	10	3	175(20 °C)	0,006
2-Éthyltoluène	2,1	3	n.d.	
Dichlorométhane	4-60	16	15938	0,0004
Trichlorométhane	<2-164	51	8983	0,002
Tétrachlorométhane	<2-7,5	11	683	0,001
Chloroéthane	<6	3	5742	0,0001
Chloroéthylène	<1-40	13	2763(25)	0,0015
1,1-Dichloroéthane	<1-614	54	5193	0,012
1,1,-Dichloroéthylène	0,9-60	43	6650	0,0009
1,2-Dichloroéthane	3,9-58	30	8579	0,0007
Trans-1,2-dichloroéthylène	<1-2,8	16	6260(25)	0,00004
Cis-1,2-dichloroéthylène	<1-7,5	19	4000	0,0002
1,1,1-Trichloroéthane	<3-520	43	1707	0,03
1,1,2-Trichloroéthane	<2	3	4564	0,00004
Trichloroéthylène	7,4-583	41	1061	0,055
Tétrachloroéthane	5-15	8	763	0,002
Tétrachloroéthylène	2-105	27	149	0,07
1,2-Dichloropropane	3,2-11	5	2300	0,0005
Chlorobenzène	1,1-134	11	193	0,069
1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroéthane	<5-2725	35	136	2

[a]Fréquence de l'identification du composé dans 37 échantillons recueillis dans le réseau illustré à la figure 3.
[b]Solubilités d'après Horvath (1982) à 10 °C à moins qu'il en soit indiqué autrement entre parenthèses.
[c]Représenté par la concentration maximale mesurée.
[d]Miscible.
[e]Solubilité d'après Verschueren (1983) où l'on donne la température entre parenthèses.
n.d. = Aucune donnée disponible.

Tableau 9. Composés organiques volatils identifiés provisoirement par des recherches informatisées dans des spectrothèques. (Toutes les concentrations sont estimées inférieures à 50 µg/L.)

1,2-Dichloro-1,2,2-trifluoroéthane
1,1,2-Trichloro-1,2-difluoroéthane
Dichlorodifluorométhane
Chlorotrifluoroéthylène
Éther diisopropylique
Pentane
Méthoxybenzène
Sulfure de diéthyle
Sulfure de diméthyle
Sulfure de méthyle et d'éthyle
Tétrahydrothiophène
Chloropropène
1,2-Dibromoéthylène

Tableau 10. Composés organiques volatils (en µg/L) identifiés dans le réseau des puits de surveillance, mai 1988

Échantillon	124P	125P	126P	127P	128P
Dioxane				≈330	
Éther diéthylique	643	72	331	122	
Tétrahydrofurane	70		230	180	
Benzène	2,8	120			
Toluène		3			
Éthylbenzène		3			
m+p-Xylène		2,6			
o-Xylène		10			
Trichlorométhane		52			<2
Tétrachlorométhane					<4
Chloroéthane	<1				
1,1-Dichloroéthane	2,6	24			0,9
1,2-Dichloroéthane	10,3	14			
1,1-Dichloroéthylène		155			<2
Trans-1,2-dichloroéthylène					<1
Cis-1,2-Dichloroéthylène					<1
1,1,1-Trichloroéthane		193			<3
Trichloroéthylène		505			
Tétrachloroéthylène		60			
1,2-Dichloropropane		12			
Chlorobenzène		68			
1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroéthane		200			

La présence du composé n'a pas été détectée aux endroits où aucune concentration n'est indiquée.

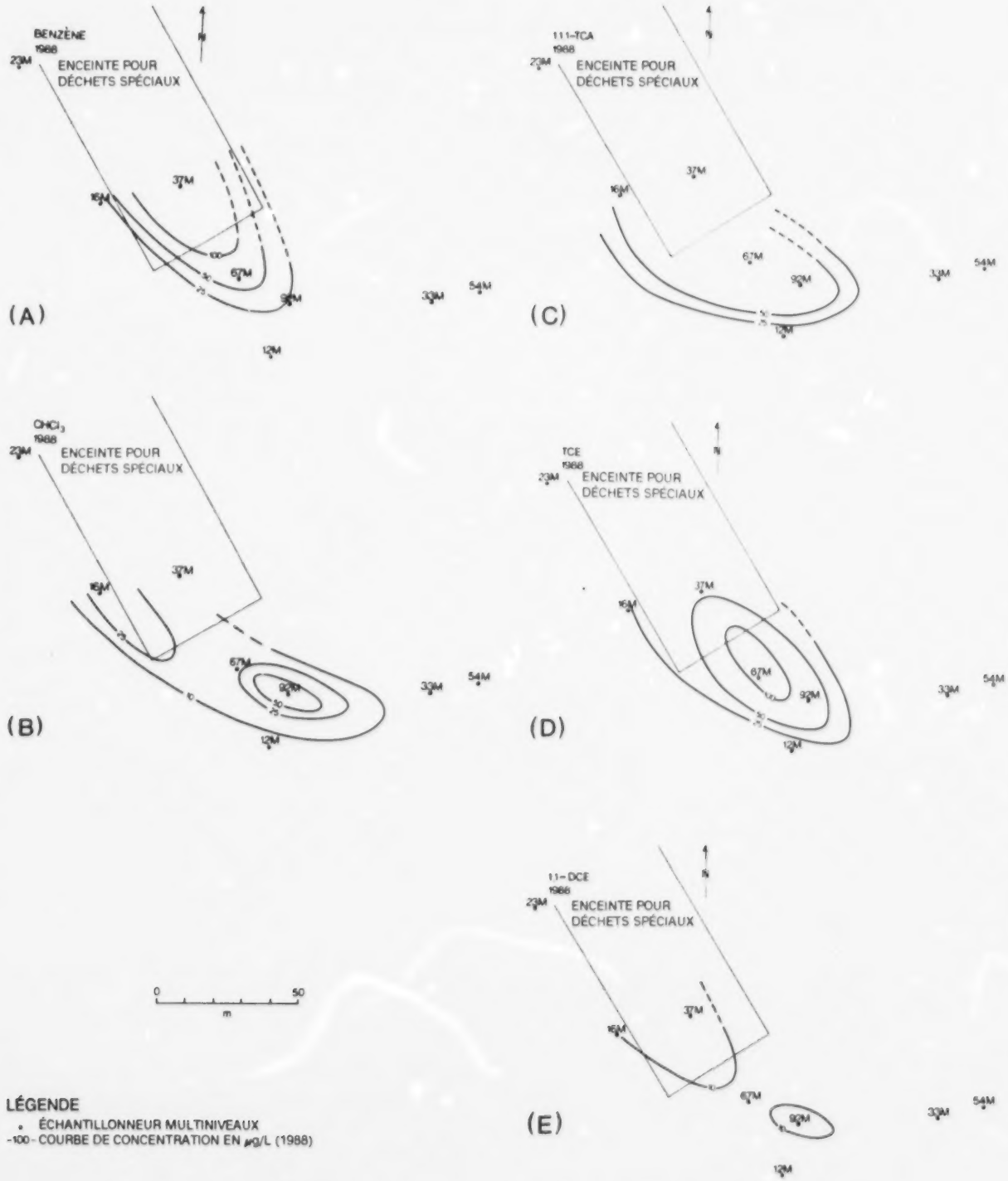
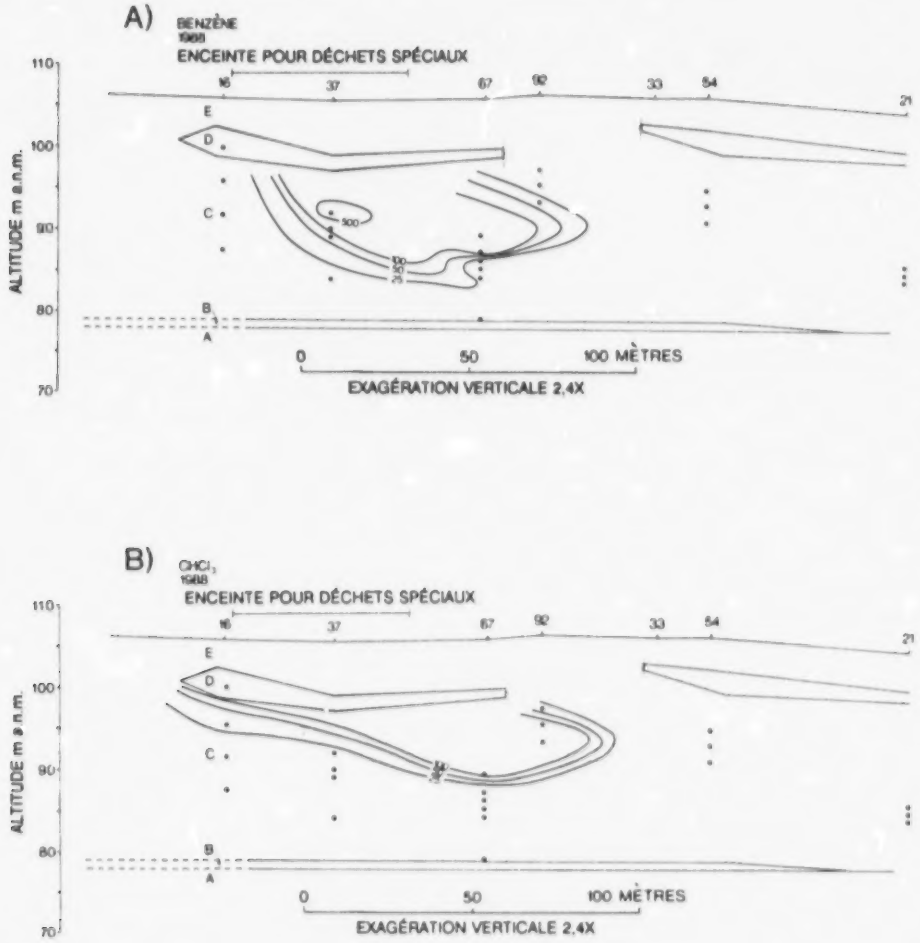


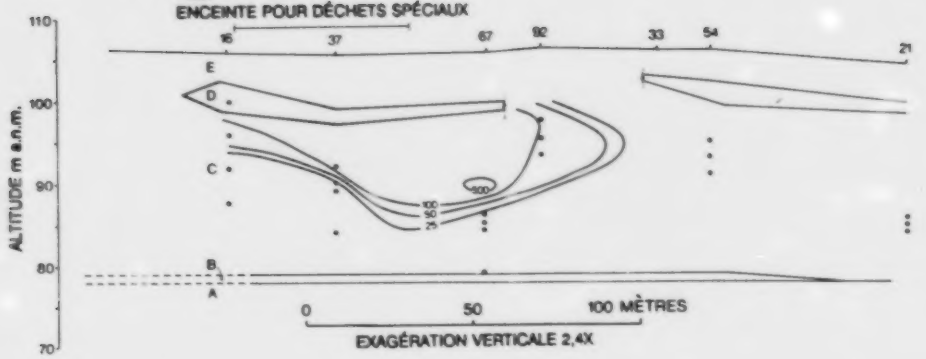
Figure 18. Courbes de concentrations (µg/L) pour a) le benzène, b) le chloroforme, c) le 1,1,1-trichloroéthane, d) le trichloroéthylène et e) le 1,1-dichloroéthylène dans les environs immédiats de l'EDS en mai 1988.



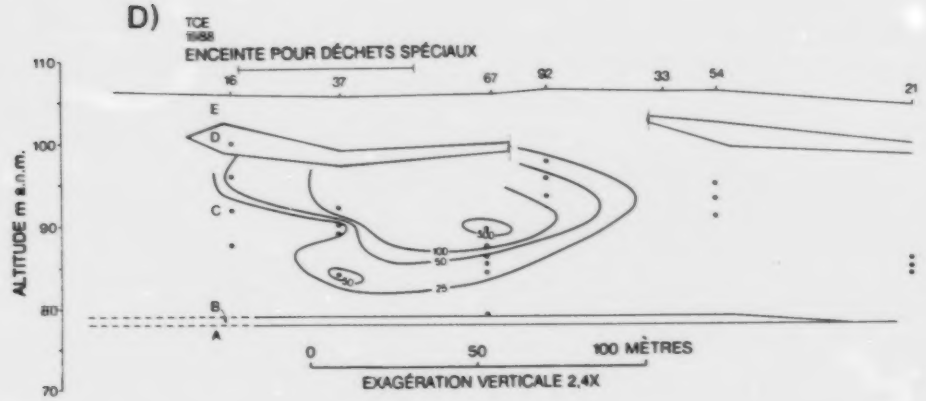
VOIR SUITE

Figure 19. Courbes de concentrations (µg/L) pour a) le benzène, b) le chloroforme, c) le 1,1,1-trichloroéthane, d) le trichloroéthylène et e) le 1,1-dichloroéthylène le long de la coupe illustrée à la figure 16 en mai 1988.

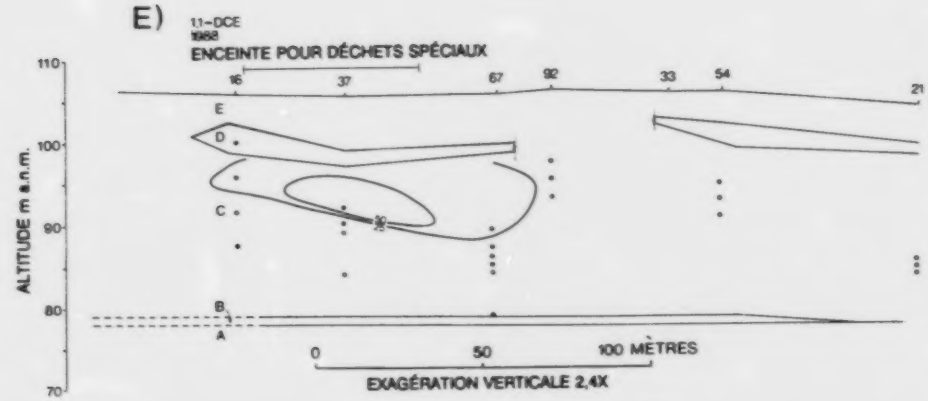
C)


111-TCA
ENCEINTE POUR DÉCHETS SPÉCIAUX
16
37
67
92
33
54
21
E
D
C
B
A
110
100
90
80
70
ALTITUDE m s.n.m.
100
50
25
0
50
100 MÈTRES
EXAGÉRATION VERTICALE 2,4X

D)


TCE
ENCEINTE POUR DÉCHETS SPÉCIAUX
16
37
67
92
33
54
21
E
D
C
B
A
110
100
90
80
70
ALTITUDE m s.n.m.
100
50
25
0
50
100 MÈTRES
EXAGÉRATION VERTICALE 2,4X

E)


1,1-DCE
ENCEINTE POUR DÉCHETS SPÉCIAUX
16
37
67
92
33
54
21
E
D
C
B
A
110
100
90
80
70
ALTITUDE m s.n.m.
0
50
100 MÈTRES
EXAGÉRATION VERTICALE 2,4X

s'est déplacé de 34M à 21M de 1982 à 1988. Le centre de masse pour le dioxane s'est déplacé de 21M en 1982 à 47M en 1988. Le déplacement de dioxane est particulièrement préoccupant parce que ce produit a été reconnu cancérogène. Même si l'EPA des É.-U. n'a pas encore officiellement classé ce produit chimique, il est estimé que sa concentration dans l'eau potable qui accroît de 10^{-6} le risque de cancer est de 7 µg/L (U.S. EPA 1988). L'actuelle méthodologie analytique (U.S. EPA 1987) ne permet en pratique d'en détecter la présence qu'à des concentrations de 150 µg/L ou plus, ce qui rend difficile la surveillance du panache de dioxane. De plus, ce composé semble réfractaire à la biodégradation en milieu anoxique.

L'analyse d'échantillons recueillis en 85M, 68M et 134P en mai 1989 indique qu'un panache de dioxane présentant des concentrations maximales supérieures à 1 mg/L s'est déplacé du site jusque sous la voie ferrée.

Hydrocarbures aromatiques

Sauf dans le cas du benzène, les concentrations de ces contaminants étaient très faibles. Il est par conséquent des plus vraisemblable qu'aucun produit pétrolier autre que des solvants de laboratoire n'ait été éliminé à l'emplacement puisqu'on pourrait alors s'attendre à y trouver un plus grand nombre d'alkylbenzènes. Entre 1982 et 1988 les concentrations de benzène ont diminué de 17 mg/L à 0,6 mg/L, la concentration la plus élevée étant encore relevée au point d'origine et des résidus de faible concentration (10 µg/L) ayant migré jusqu'en 54M (voir figures 18a et 19a).

Cette réduction est en grande partie attribuable aux travaux expérimentaux de dépollution et à la dispersion. D'après des indications recueillies dans le cadre d'une étude en microcosme (Wilson et coll. 1986) dans un aquifère anoxique (Barker et coll. 1987), la biodégradation a vraisemblablement été lente puisque le benzène est le composé le plus réfractaire.

Composés chloroaliphatiques

Les figures 18b-e et 19b-e montrent les panaches relevés en mai 1988 pour ces composés. Les centres de masse pour le trichlorométhane ($CHCl_3$), le 1,1,1-trichloroéthane (TCA) et le trichloroéthylène (TCE) se trouvent à l'emplacement de l'échantillonneur multiniveaux 67M, bien que celui du produit de dégradation 1,1-dichloroéthylène (1,1-DCE) se situe en 37M-9.

Il semble y avoir eu dégradation du tétrachloroéthylène (PCE) et du TCA en raison de la présence de plusieurs intermédiaires métaboliques comme le 1,1-dichloroéthane (1,1-DCA), le chloroéthylène (VC), les cis- et trans-1,2-dichloroéthylène (CIS et TRANS) et le 1,1-DCE (tableaux 8 et 10, figure 20) dans le même puits ou dans des puits adjacents. La plupart des échantillons renfermaient du TCA et du TCE ainsi que des mélanges de leurs

Tableau 11. Répartitions des produits exprimées en pourcentages des quantités totales de chloroéthanes/éthylènes relevées en 37M, 67M et 92M

Composé	1983	1988
TCA	27,3	27,6
1,1-DCA	39,5	25,4
1,1-DCE	1,4	5,1
PCE	9,7	3,3
TCE	22,0	36,8
CIS	n.d.	0,5
TRANS	0,1	0,2
VC	n.d.	1,0

n.d. = Non déterminée

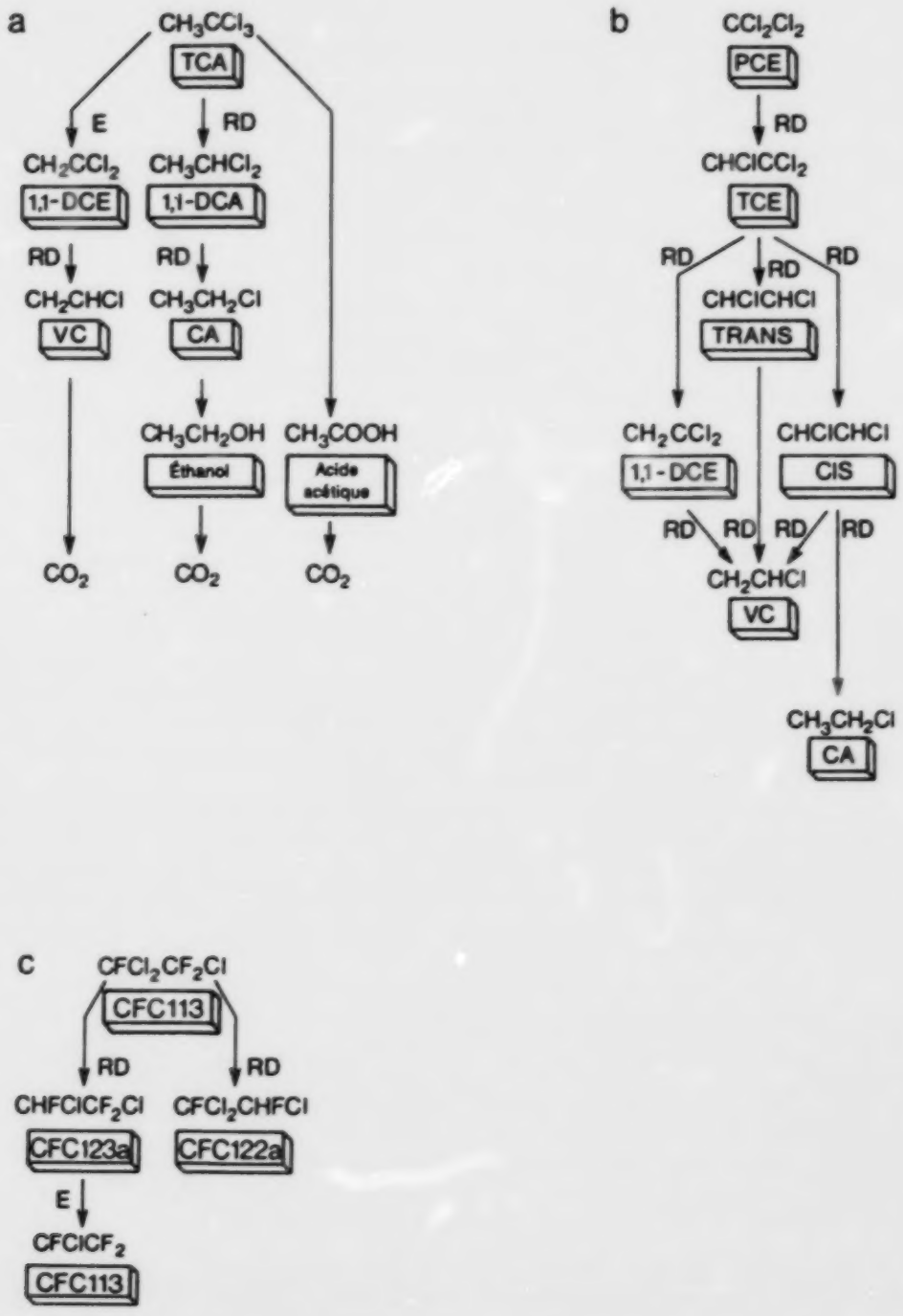


Figure 20. Cheminements anoxiques proposés de biotransformation pour a) le 1,1,1-trichloroéthane ou TCA dans des conditions méthanogènes, (Vogel et McCarty 1987); b) le tétrachloroéthylène ou PCE, (Barrio-Lage et coll. 1986); et c) le 1,1,2-trichloro-1,2,2- trifluoroéthane ou CFC113 (Lesage et coll. 1990). Les autres abréviations sont fournies dans le texte. RD = réaction de déshalogénation réductrice. E = réaction d'élimination ou de déshydrodéshalogénation.

métabolites respectifs, de sorte qu'il était difficile de déterminer quelles étaient les voies principales puisque certains métabolites comme le 1,1-DCE sont communs aux deux. Des déductions possibles d'après la répartition spatiale étaient obscurcies en raison de perturbations physiques de l'eau souterraine. En intégrant les concentrations pour les puits présentant la contamination maximale pour l'intervalle et en tenant compte de la répartition du produit, il est possible d'évaluer les résultats de la biotransformation sans avoir à prendre en considération des différences au niveau des méthodes d'analyse, des concentrations absolues ou du transport des contaminants. Les répartitions des produits en 1983 et en 1988 sont présentées au tableau 11.

D'après ces données, il est possible de déduire qu'il y a réellement dégradation puisque les concentrations des composés les moins chlorés augmentent par rapport à celles des composés plus chlorés. Les réactions de déshalogénation réductrice prédominaient, mais une élimination formant du 1,1-DCE à partir de TCA peut s'être produite bien que cela ne puisse être prouvé dans le cas des alcanes chlorés parce que le 1,1-DCE peut s'être formé par déshalogénation réductrice de TCE. Certains des produits observés de la dégradation du chlorodifluorocarbone appuient l'existence de cette voie (voir ci-après). Le rapport des produits observés pour les espèces CIS et TRANS était différent de celui antérieurement signalé (Wood et coll. 1985; Parsons et coll. 1984). Dans la plupart des échantillons, les deux produits étaient présents en quantités équivalentes, alors que ces auteurs signalaient un rapport de 25/1 pour CIS/TRANS. Il a été constaté que l'espèce CIS était rapidement dégradée lors d'une étude en microcosme de matériaux méthanogènes d'un aquifère (Wilson et coll. 1986), et on ne s'attendrait donc pas à la trouver en concentrations plus élevées. L'une des explications possibles de cette différence est analytique, certaines méthodes ne permettant pas une bonne séparation des deux isomères.

Chlorofluorocarbones

La présence de 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane (CFC 113) n'avait pas été initialement signalée, probablement en raison du fait qu'il s'agit d'un des premiers composés qui soient élués pendant la chromatographie en phase gazeuse. Sa chromatographie exige donc le cryopiégeage, qui n'a pas été effectué lors des analyses antérieures, c.-à-d. avant 1988. Sa présence n'est pas étonnante à un emplacement d'élimination de déchets de laboratoires comme celui de Gloucester, parce que ce solvant est utilisé pour le dosage des huiles et graisses. On pouvait s'attendre à ce que sa mobilité soit analogue à celle du PCE puisque les deux produits présentent des coefficients de partage octanol-eau similaires ($\log K_{OE}$ de 2,57 pour le CFC113 et de 2,60 pour le PCE; Roy et Griffin 1985), et il avait en fait migré jusqu'au même secteur. Il semble beaucoup plus réfractaire à la transformation biologique et constitue maintenant le composé dont la concentration est la plus élevée à l'emplacement (2,7 mg/L en 67M-11), soit cinq fois plus élevée que celles de TCE et de PCE. Malheureusement, aucune donnée historique n'est disponible concernant l'élimination du CFC113, ce qui signifie que sa diminution en fonction du temps ne peut être évaluée.

Du 1,2-dichloro-1,2,2-trifluoroéthane (CFC123a) a également été découvert dans les mêmes échantillons, mais en concentrations beaucoup plus faibles (10 à 50 µg/L) que le CFC113. Le CFC123a pourrait avoir été présent sous forme d'impuretés dans le CFC113. D'après le fabricant [S. Lauridsen, août 1988, Dupont Canada, Maitland (Ont.), comm. pers.], il peut constituer jusqu'à 0,07 % du produit dans le réacteur de synthèse, avant la purification initiale. La concentration de CFC123a relevée dans les échantillons constituait de 0,5 à 50 % de la concentration de CFC113, ce qui est de beaucoup supérieur à la concentration possible sous forme d'impuretés. De plus, un échantillon de produits de qualité technique, tels qu'ils sont vendus aux redistillateurs, ne renfermait aucune concentration détectable de CFC123a.

Le CFC123a pourrait également avoir été formé par pyrolyse. La présence de CFC123a a en fait été identifiée dans les produits de la combustion de CFC113 en présence d'acier, de cuivre et d'huile de graissage (Srinivasan et coll. 1984). Les auteurs n'en confirment pas la présence à titre de produit de la pyrolyse, indiquant qu'il peut être présent sous forme d'impuretés dans le produit de qualité technique. Le principal produit de combustion qu'ils ont observé était le chlorotrifluoroéthylène (CFC1113), dont la présence a également été relevée en 67M-11 à une concentration estimée de moins de 10 µg/L. Le rapport observé de ces produits (CFC123a/CFC113) était ainsi l'inverse de celui auquel on pourrait s'attendre de la combustion de CFC113 seul.

Le CFC123a pourrait également résulter d'une dégradation microbienne sur le site. À l'appui de cette hypothèse mentionnons le fait que, malgré leur plus grande mobilité prévue, le CFC123a et le CFC1113 ont été trouvés aux mêmes échantillonneurs multiniveaux, et que leur rapport n'était pas conforme à celui résultant de la pyrolyse. De plus, ces composés ont été trouvés au sein d'une zone anoxique où il y avait des indications d'une réduction des sulfates. La formation de CFC1113 à partir de CFC113 pourrait s'effectuer par la même voie métabolique que la formation de VC à partir de TCA (voir figure 20a). La première réaction en est une de déshalogénation réductrice et elle est suivie d'une élimination de HCl qui produit l'oléfine. Il a été considéré possible que le mécanisme de la réaction mette en cause la formation de radicaux libres faisant intervenir le cytochrome P-450 dans le cas du métabolisme du 2-bromo-2-chloro-1,1,1-trifluoroéthane (Monig et Asmus 1984). Nous avons également identifié, de manière provisoire, le 1,1,2-trichloro-1,2-difluoroéthane (F122a), dont la formation, s'il était formé à partir du CFC113, ferait des plus vraisemblablement intervenir un mécanisme avec radicaux libres, ce qui aurait tendance à être moins spécifique qu'un mécanisme de substitution par lequel la perte de F n'est pas favorisée par rapport à la perte de Cl.

Le CFC113 a progressivement remplacé le PCE comme solvant de nettoyage à sec et il est abondamment utilisé dans l'industrie de l'électronique, où il a causé une substantielle contamination des eaux souterraines (Esau et Chesterman 1988). Cette étude montre qu'il peut constituer une menace encore plus grande pour les eaux souterraines parce qu'il semble plus persistant que le PCE. Il a été constaté qu'il agissait comme co-cancérogène avec les hydrocarbures polyaromatiques sans que soit tirée une conclusion quant à la voie possible (Mahurin et Bernstein 1988). Au test d'Ames il a été constaté que le CFC113 et le CFC123a étaient non mutagènes; les auteurs avertissent cependant que cela peut ne pas constituer une indication valide de sa toxicité pour les mammifères. Il en est ainsi parce que ces composés pourraient être analogues au 1-fluoro-2,2,2-trifluoro-éthane qui, bien que déclaré non mutagène au test d'Ames, a été trouvé cancérogène chez des animaux (Longstaff et coll. 1984). Le CFC1113 est utilisé sous forme de gaz dans l'industrie des polymères et est classé très toxique (268 mg/L par voie orale; Sax, 1984); sa présence dans l'eau souterraine est par conséquent préoccupante.

Composés renfermant du soufre

Tel que mentionné plus haut, la partie de l'aquifère alluvionnaire associée au panache de chloroalcanes/chloroalcènes est une zone d'oxydo-réduction des sulfures, et la présence de composés organosulfurés était soupçonnée en raison de leur odeur caractéristique. Les composés organosulfurés identifiés (tableau 9) ont été les suivants: sulfure de diméthyle, sulfure de diéthyle, sulfure de méthyle et d'éthyle et tétrahydrothiophène aux échantillonneurs 37M, 67M et 125P.

Puisque ces composés ont été trouvés dans des zones où des solvants organochlorés étaient présents en concentrations élevées, la possibilité de réactions entre les deux espèces a été prise en considération, mais aucun produit organosulfuré chloré n'a été identifié. En fait, bien que les sulfures puissent réagir avec les composés aliphatiques halogénés pour former des mercaptans (Schwarzenbach et coll. 1985) et que les composés soufrés nucléophiles soient plus réactifs que leurs analogues oxygénés, leur concentration relative dans les systèmes aqueux est tellement plus faible que ces réactions sont rarement observées (Vogel et coll. 1987). La formation de chloroalkylsulfones, qui sont résistants à la biodégradation, a été signalée (Headley 1987), mais leur présence a été attribuée aux déversements d'effluents biologiquement traités d'usines de pâte kraft, ce qui signifie que leur présence constituerait une exception plutôt que la norme dans les réseaux d'eaux souterraines.

DISCUSSION DES MÉCANISMES DU TRANSPORT DES CONTAMINANTS

La migration généralisée des chlorures et des produits chimiques organiques montrée aux figures 9, 10, 11, 18 et 19 est attribuable au transport de solutés par les eaux souterraines. Jackson et coll. (1985) ont montré que ce transport de solutés était influencé par la sorption des produits chimiques organiques par les matériaux de l'aquifère (f_{oc} = 0,06 %). En raison des processus hydrophobes, les solutés organiques migrent à des vitesses moyennes différentes qui sont fonction du coefficient de partage octanol-eau (K_{OE}) du composé. Les solutés présentant un K_{OE} relativement petit, comme les éthers aliphatiques (c.-à-d. 1,4-dioxane, éther diéthylique et tétrahydrofurane), ont migré le plus loin. Par exemple, des concentrations élevées de solvants oxygénés sont présentes en 126P et en 127P, mais le transport des hydrocarbures

aromatiques et des composés aliphatiques chlorés a été retardé et ils se trouvent principalement sous l'EDS (figures 18 et 19). Le transport et la sorption des solutés produisent des facteurs de retard (rapport de la vitesse de l'eau souterraine sur la vitesse du contaminant) variant de 1,6 (1,4-dioxane) à plus de 20 (tétrachlorure de carbone).

En plus du transport de solutés en phase aqueuse, il existe une possibilité que des contaminants organiques migrent par les zones non saturée et saturée du réseau d'écoulement des eaux souterraines sous forme de phases distinctes dont le comportement est fonction de la saturation, de la masse volumique et de la viscosité relatives des contaminants. Les produits organiques comme les composés aliphatiques halogénés sont particulièrement préoccupants et constituent un danger pour la santé des humains. Ils peuvent être présents dans le réseau d'écoulement sous forme de mares de produits chimiques liquides («produit libre») en contact avec une quelconque unité hydrostratigraphique relativement imperméable (p. ex. socle rocheux ou limon) ou de «ganglions» (gouttelettes résiduelles) laissées derrière dans des pores alors que les LDPNA s'enfonçaient dans l'aquifère (Schwille 1984; Sitar et coll. 1987; Schwille 1988; Feenstra et Cherry 1988).

La présence des LDPNA dans les aquifères est particulièrement difficile à vérifier à moins qu'ils ne souillent de l'équipement descendu dans des trous ou qu'ils ne saturent des carottes. Toutefois, ces situations seraient l'exception plutôt que la règle en raison des dimensions relativement petites de la plupart des mares ou des ganglions et des distances relativement grandes entre les trous de sondage. De manière caractéristique, les LDPNA produisent dans les puits de surveillance avoisinants des concentrations inférieures à 10 % de leur solubilité dans l'eau (Feenstra et Cherry 1988). Des concentrations s'approchant de la limite de solubilité ne sont pas mesurées dans l'eau souterraine en raison de la répartition spatiale hétérogène des ganglions ou des mares sous la surface, de contraintes exercées par le transfert de matière sur leur dissolution et de la dilution des constituants dissous pendant leur transport, leur transformation et leur échantillonnage dans les eaux souterraines (Feenstra et Cherry 1988; Anderson et coll. 1987; Hunt et coll. 1988a).

Il semblerait très peu vraisemblable que des mares de LDPNA soient présentes dans l'aquifère alluvionnaire immédiatement sous l'EDS. Des profils verticaux pour trois LDPNA et le benzène obtenus en 1982, en 1984 et en 1988 à des échantillonneurs multiniveaux situés à l'intérieur de l'EDS et à proximité de cette dernière sont présentés aux figures 21 et 22. Il n'y a aucun accroissement persistant ou monotone des concentrations des composés aliphatiques chlorés en fonction de la profondeur comme on pourrait s'y attendre si une mare de LDPNA s'était enfoncée verticalement jusqu'au fond de l'aquifère. Les concentrations relativement élevées de produits chimiques organiques volatils mesurées en 1982 et en 1984 ne sont pas observables sur les profils établis en 1988 en raison des effets de dilution des travaux expérimentaux de pompage et de traitement ainsi que de la dispersion et de la biotransformation naturelles des eaux souterraines. De plus, un puits de surveillance du socle rocheux (37P-3, voir figure 16), situé sous l'EDS et hydrauliquement relié à l'aquifère alluvionnaire, reste non contaminé. Si une mare de LDPNA avait été présente, l'interruption des travaux expérimentaux de pompage en 1986 aurait été immédiatement suivie d'un accroissement de la concentration des contaminants dissous dans l'eau souterraine.

Cependant, cette conclusion peut ne pas s'appliquer aux parties de l'aquifère alluvionnaire qui ne sont pas confinées par la couche semi-perméable (unité D). Dans les échantillons du relevé de 1988 effectué par la SWC, analysés au CG/DSM avec cryopiégeage, on a identifié la présence de grandes quantités de chlorofluorocarbone, CFC113 et des produits pouvant résulter de sa transformation. Au point d'échantillonnage multiniveaux 67M-11, à environ 20 m au sud de l'EDS, la concentration de CFC113 s'établissait à approximativement 2 % de sa solubilité dans l'eau à 10 °C, un pourcentage indicateur de la présence possible de LDPNA. De plus, les concentrations d'autres résidus organiques ont dépassé 1 % de leur solubilité, comme c'est le cas pour le chloroforme et le PCE à la figure 23.

Cette analyse suggère que, suite à l'élimination de CFC113, le chlorofluorocarbone peut avoir migré sous forme de doigts visqueux (Schwille 1988; Anderson et coll. 1987) au travers de la nappe aquifère superficielle (unité E) et, par une voie quelconque, au travers ou autour de la couche semi-perméable (unité D) pour atteindre l'aquifère alluvionnaire (unité C). Une mince couche de gravier argileux a été identifiée dans les dossiers de forage à un niveau situé immédiatement sous le point d'échantillonnage 67M-11. Cela indique qu'il peut bien exister à cet endroit une petite mare ou un

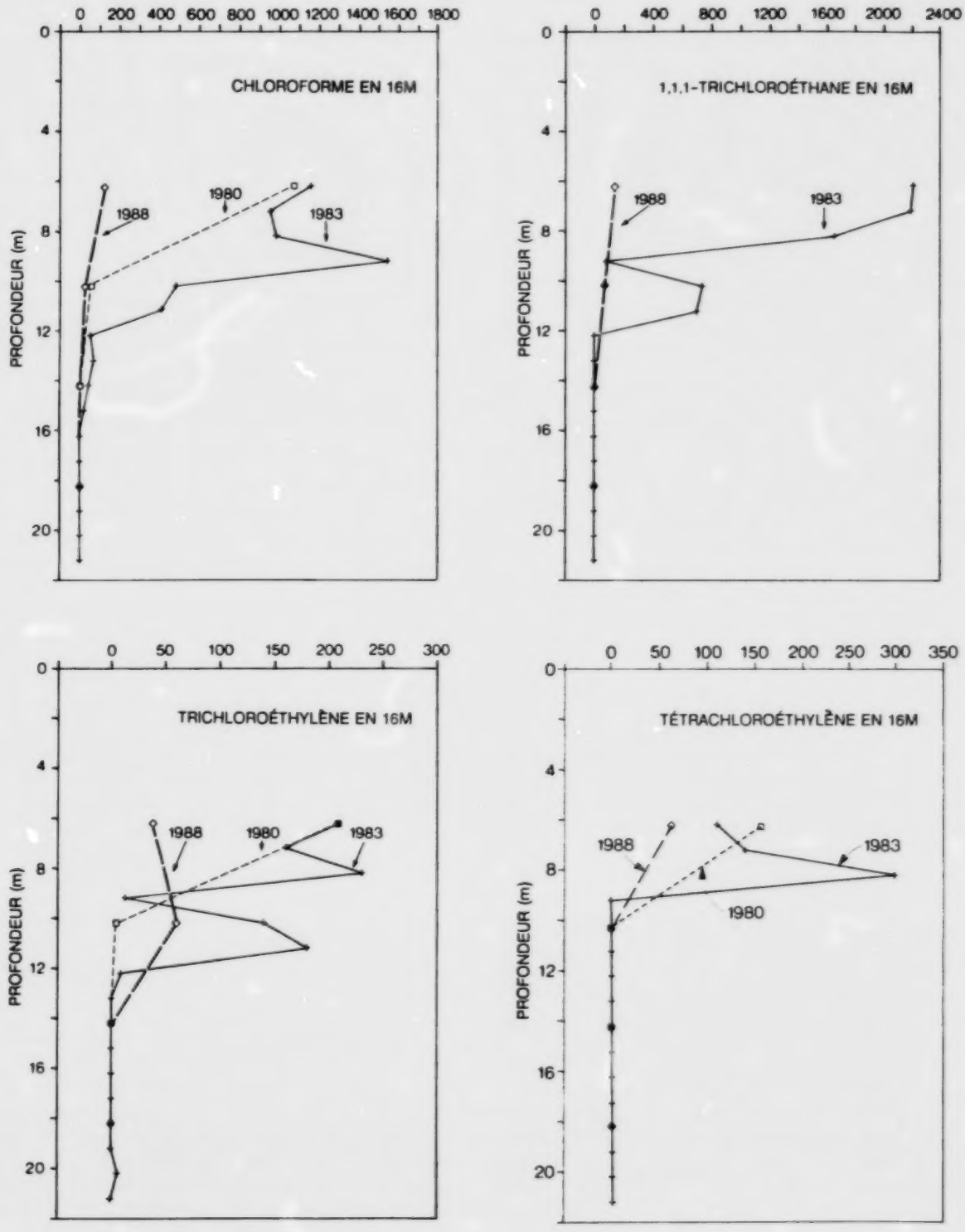


Figure 21. Profils verticaux de concentration (µg/L) pour quatre résidus de solvants organiques en 16M en 1980, 1983 et 1988.

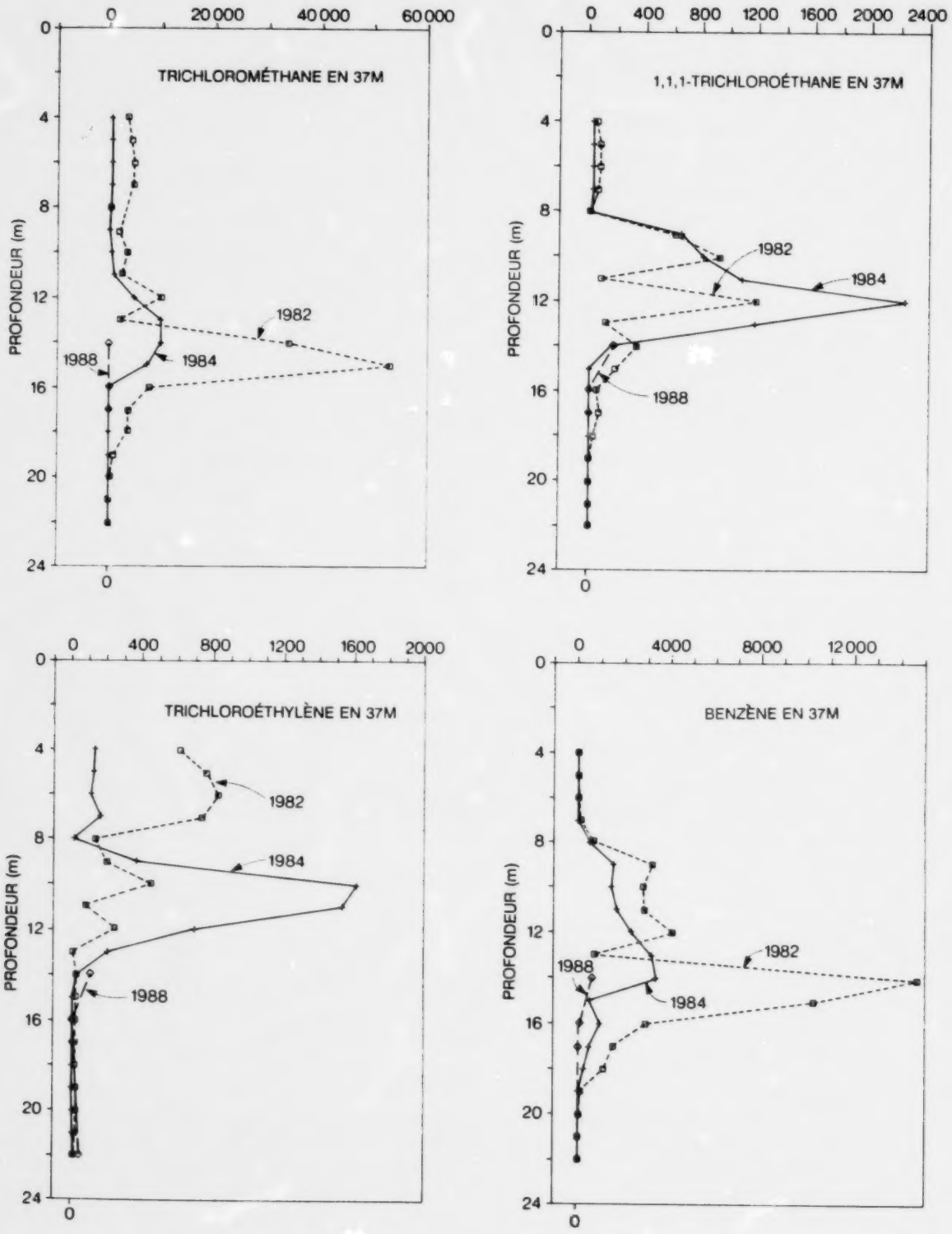


Figure 22. Profils verticaux de concentration (µg/L) pour quatre résidus de solvants organiques en 37M en 1982, 1984 et 1988.

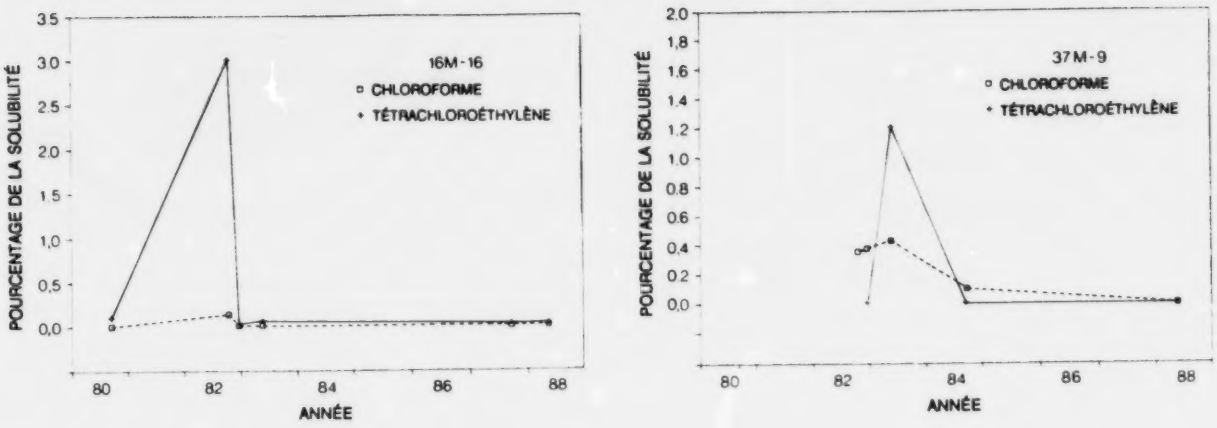


Figure 23. Succession chronologique de données en deux points d'échantillonnage multiniveaux à l'intérieur (37M) et à proximité (16M) de l'EDS montrant que les concentrations de produits chimiques organiques volatils ont toujours constitué un faible pourcentage de la solubilité de tout composé dans l'eau souterraine.

ganglion allongé reposant sur une couche de faible perméabilité comme il s'en trouve très couramment dans les sédiments fluvio-glaciaires de ce type. C'est également à l'emplacement de cet échantillonneur qu'ont été relevées les concentrations les plus élevées d'autres produits chimiques organiques volatils (1,2-dichloroéthane, chlorobenzène, TCA, TCE et PCE) observées au site d'enfouissement; ils peuvent avoir fait partie de la même élimination.

Ce scénario implique qu'il existe des ganglions ou des mares le long des cheminements des doigts visqueux, en particulier au contact entre l'aquifère superficiel et la couche semi-perméable.

Mobilité des polluants organiques prioritaires dans l'aquifère alluvionnaire

La migration des polluants organiques prioritaires examinés aux deuxième et troisième chapitres est principalement attribuable au transport de solutés dans l'écoulement d'eau souterraine dans l'aquifère alluvionnaire ainsi qu'à la sorption de ces solutés, qui entraînent une «dispersion chromatographique» (Patterson et coll. 1985). Afin de prédire les vitesses de migration des solutés organiques, des expériences de deux types ont été menées pour déterminer la vitesse de ces solutés par rapport à celle d'un traceur non réactif ou classique comme le chlorure ou tritium.

La première de ces expériences consistait en un essai sur le terrain dans l'aquifère alluvionnaire dit essai en puits de pompage, mené dans le but d'éprouver l'efficacité de l'exploitation d'un système de pompage et de traitement pour la décontamination. Les expériences du deuxième type font intervenir l'utilisation en laboratoire de colonnes de sables de l'aquifère de Gloucester pour l'estimation des vitesses de migration. Le paramètre d'intérêt dans le cadre des deux types d'expériences est appelé le facteur de retard, R_f, qui est défini comme suit par Freeze et Cherry (1979, p. 404):

$$R_f = 1 + (\rho_b K_D/n)$$

où ρ_b est la densité apparente, K_D le coefficient de répartition (ou de partage) et n la porosité des sédiments de l'aquifère. Le coefficient de répartition est simplement la pente d'une isotherme linéaire d'adsorption pour le soluté organique et les sédiments de l'aquifère qui sont en cause. Dans le cas d'un soluté non réactif, $K_D = 0$ et $R_f = 1$.

Le facteur de retard permet ainsi d'estimer la mobilité d'un soluté organique particulier dans un matériau aquifère particulier d'après l'expression suivante:

$$V_C = V_{ES}/R_f$$

où V_C et V_{ES} sont les vitesses moyennes respectives du soluté contaminant et de l'eau souterraine. Ces renseignements sont critiques pour la prévision de l'extension maximale de la migration des contaminants et pour l'évaluation de la durée de la dépollution de l'aquifère.

ESSAI EN PUITS DE POMPAGE

À l'automne de 1983, un essai a été entrepris par Whiffin et Bahr (1985) afin d'étudier la décontamination de l'aquifère alluvionnaire au moyen de puits de pompage. Pour cette expérience un emplacement situé au centre du panache de chlorures, c.-à-d. près de l'échantillonneur multiniveaux 54 (voir figure 6), a été retenu. L'essai a consisté en injection d'eau souterraine non contaminée et marquée dans un puits complet à raison d'environ 140 L/min le premier jour, d'environ 95 L/min pendant les quatre jours suivants puis de 140 L/min pendant le sixième et dernier jour tout en puisant de l'eau aux mêmes taux dans un deuxième puits éloigné de 5 m (voir le cartouche à la figure 24). Un échantillonneur multiniveaux, M1, était situé entre les deux puits, et des échantillons y ont été prélevés pendant les 6 jours qu'a duré l'essai. Dans ces échantillons on a dosé deux traceurs injectés (l'iodure et un acide benzoïque fluoré), supposés non réactifs, et trois solvants oxygénés présents dans cette partie de l'aquifère — 1,4-dioxane, tétrahydrofurane et éther diéthylique.

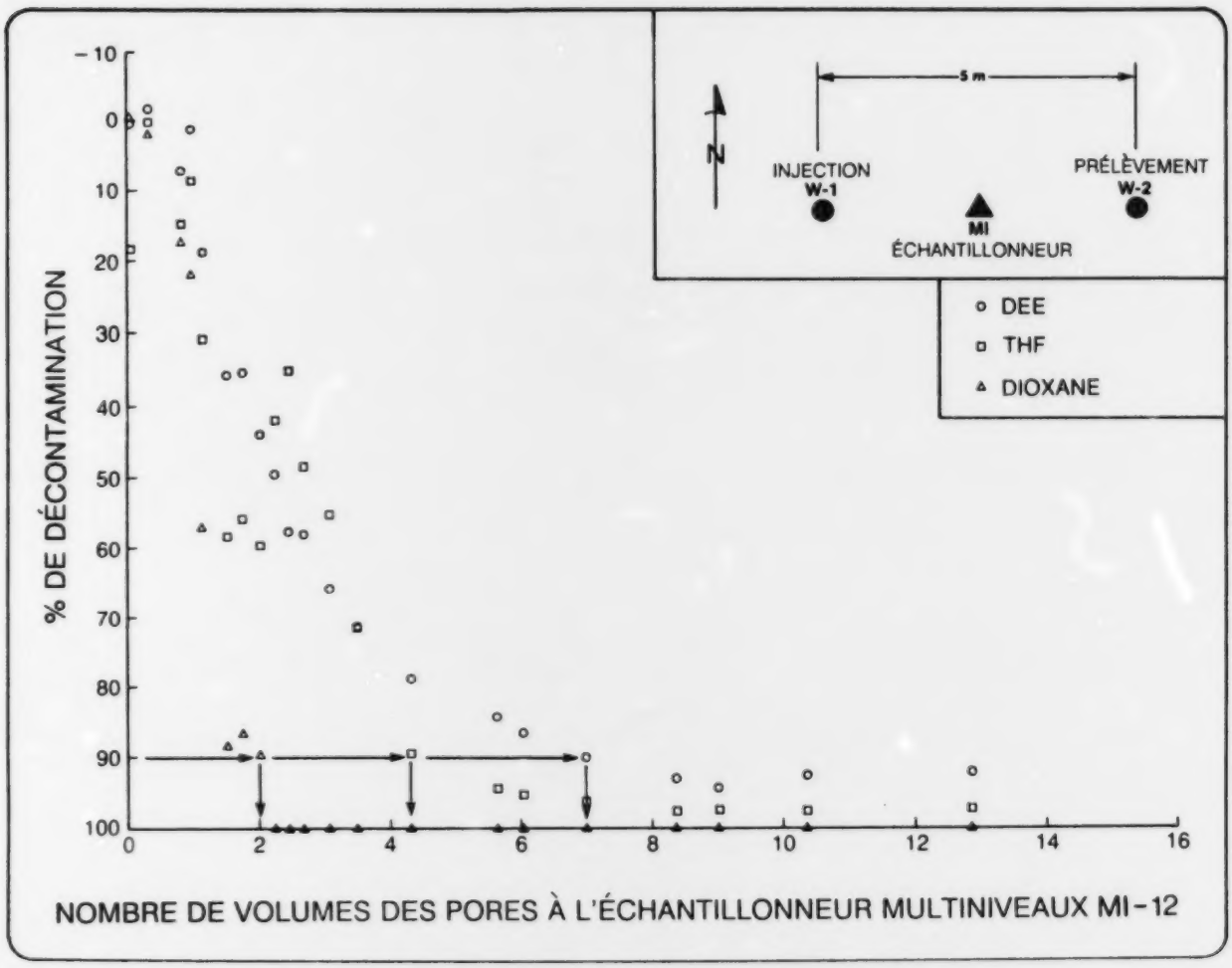


Figure 24. Taux de réduction des concentrations de contaminants (éther diéthylique ou DEE, tétrahydrofurane ou THF et 1,4-dioxane) pendant l'essai en puits de pompage.

Les facteurs de retard (R_f) pour chacun des contaminants ont été estimés en divisant le temps que diminue, par prélèvement ou «purge», la concentration de produit chimique jusqu'à $C/C_0 = 0,5$ par le temps qu'augmente, par injection, la concentration des traceurs non réactifs jusqu'à $C/C_0 = 0,5$ à l'échantillonneur multiniveaux. Ces valeurs du R_f sont présentées au tableau 12 avec d'autres valeurs déterminées indépendamment d'après (1) la cartographie du panache (Patterson et coll. 1985) et (2) l'équation de Schwarzenbach et Westall (1981) ainsi que l'équation de retard. La correspondance étroite entre les valeurs R_{f1} et R_{f2} suggère que les facteurs de retard obtenus d'après des mesures de la longueur du panache décrivent adéquatement la mobilité relative des contaminants organiques.

Les différences entre les valeurs de R_f obtenues par l'équation de Schwarzenbach et Westall (c.-à-d. R_{f4}) et les autres valeurs indiquent que cette équation de prédiction fournit des résultats de plus en plus erronés à mesure que sont pris en considération des composés présentant des valeurs plus élevées du K_{OE}. Cela est vraisemblablement attribuable à la sorption des solutés organiques sur les surfaces minérales, un facteur dont ne tient pas compte l'équation de prédiction (Curtis et coll. 1986).

Le comportement des contaminants organiques pendant la désorption est illustré à la figure 24 sur laquelle l'axe du temps est remplacé par le nombre de volumes des pores pompés dans la section d'essai de l'aquifère (un volume des pores étant défini par Whiffin

et Bahr (1985) comme étant «le volume d'eau nécessaire par unité d'épaisseur de l'aquifère pour déplacer l'eau souterraine interstitielle située entre les points d'injection et de surveillance jusqu'à ce que la concentration d'un traceur non réactif atteigne 50 % de la concentration dans l'eau injectée»). Alors que le dioxane semble purgé rapidement de la section d'essai de l'aquifère, le tétrahydrofurane (THF) et l'éther diéthylique (DEE) exigent des temps de purge plus longs et laissent des résidus importants, probablement en raison de réactions de sorption/désorption non à l'équilibre.

Ces résidus sont conformes aux résidus prévus lorsque le transport de ces contaminants est influencé par un processus de sorption/désorption qui ne se déroule pas à un rythme suffisant pour que soit atteint un équilibre local pendant la désorption à ces vitesses d'écoulement (3 m/j en M1, soit approximativement 50 fois la vitesse naturelle d'écoulement de l'eau souterraine). Un accroissement brusque de la concentration de THF est de plus observé 24 h après la diminution de la vitesse d'écoulement. Le taux limitant le processus peut être le mécanisme de sorption lui-même ou un processus physique de diffusion (Bahr 1989).

ESSAIS SUR COLONNES EN LABORATOIRE

Les essais sur colonnes en laboratoire constituent la méthode la plus pratique et la moins coûteuse d'estimation de R_f dans les aquifères de sable et de gravier, p. ex. Reynolds et coll. 1982; Lee et coll. 1988a. Le laboratoire devra être équipé d'une gamme de pompes à débit variable, d'un collecteur de fractions des effluents et d'appareils d'analyse des effluents, p. ex. CG ou compteur à scintillation liquide. Lors de l'estimation du facteur de retard pour un produit chimique organique volatil (POV), comme l'éther diéthylique ou le tétrachloroéthylène, le POV est traité comme un traceur et injecté dans l'eau souterraine circulant dans la colonne.

La méthode utilisée pour estimer les valeurs de R_f pour les POV de l'aquifère de Gloucester fait intervenir une courte colonne de verre (10 à 30 cm) et un matériau aquifère de la densité apparente de celui de l'aquifère. La colonne, illustrée à la figure 25, est munie à ses extrémités de plaques permettant l'introduction et l'élution du traceur et de l'eau souterraine. Elle est lentement emplie par le bas avec

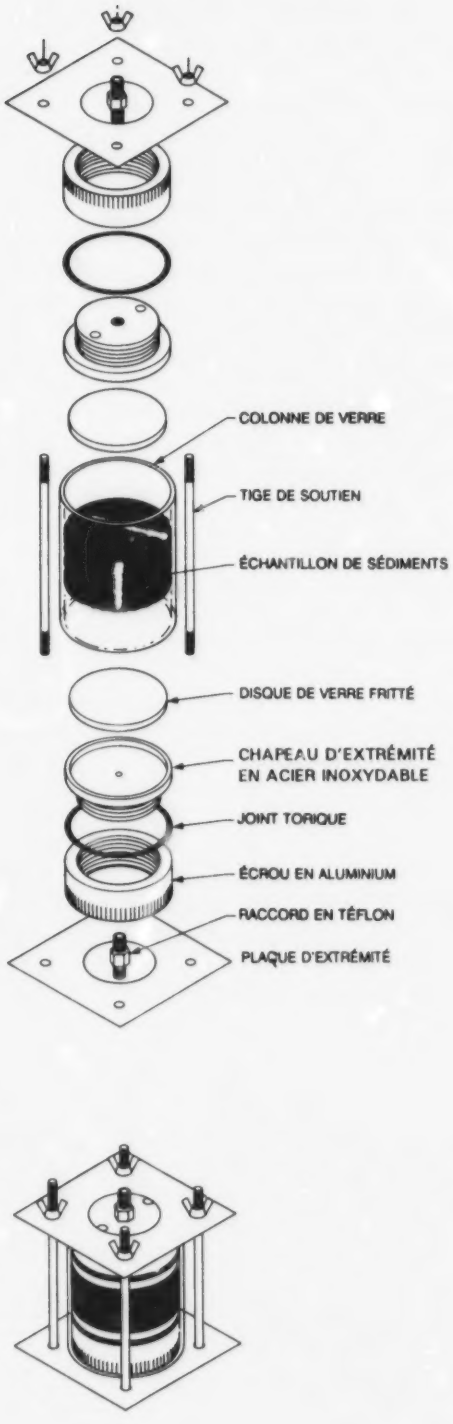


Figure 25. Vue séparée des éléments de la colonne de sol en laboratoire.

de l'eau souterraine dégazée pour que des bulles d'air n'y soient pas piégées.

L'appareillage complet utilisé, tel qu'illustré à la figure 26, avec la colonne de sol, est maintenu à 10 °C dans une chambre froide. L'approvisionnement en eau souterraine provenant de l'échantillonneur multiniveau 84M-6, en amont de l'EDS, passé dans un filtre de 0,2 µm, est ensuite poussé dans la colonne au moyen d'une pompe avec tube, qui règle la vitesse de l'eau souterraine. Avant l'introduction de l'eau dans la colonne, les traceurs (c.-à-d. les contaminants organiques et l'iodure) y sont ajoutés au moyen d'une pompe à seringue et cette solution est passée dans un mélangeur renfermant des billes d'acier inoxydable. La concentration à l'entrée, C_0, est mesurée par prélèvement d'un échantillon dans un sac de Tedlar depuis un orifice situé immédiatement avant la colonne. L'effluent de la colonne est déversé dans des sacs de Tedlar sous vide, chacun muni d'un robinet de Teflon. Le remplissage des sacs est commandé par un séquenceur de robinets. Les sacs sont débranchés après remplissage, et une seringue est utilisée pour en prélever un échantillon de l'effluent à injecter dans un CG/DSM avec purge et piégeage. La courbe représentant le passage de l'eau marquée (concentration normalisée de l'effluent C/C_0 en fonction du temps) est appelée ci-après la courbe de passage (CP).

Le facteur de retard peut être estimé par plusieurs méthodes. La plus simple consiste à comparer les temps d'arrivée du traceur organique et d'un traceur non réactif, comme l'iodure, d'après les

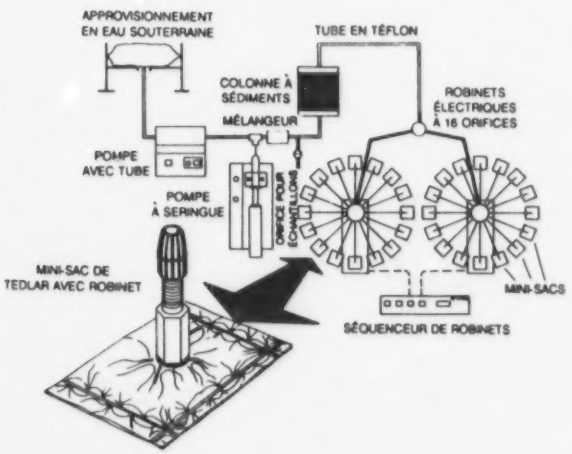


Figure 26. Diagramme simplifié de l'appareil à colonne complet.

valeurs à $C/C_0 = 0,5$ (ou à $C/C_{max} = 0,5$ si C_0 n'est pas atteinte). Toutefois, cette méthode ne tient pas compte des processus physiques et chimiques non à l'équilibre qui laissent des résidus substantiels et produisent des CP asymétriques (p. ex. Lee et coll. 1988a). Comme l'a montré Bahr (1989), ces processus sont importants lors des travaux de pompage et de traitement, et la valeur mesurée de R_f devrait être modifiée pour en tenir compte.

Parker et van Genuchten (1984) ont mis au point une succession de modèles de transport de solutés à ajuster aux CP faisant intervenir des méthodes d'optimisation pour la détermination de R_f et d'autres paramètres. Deux de ces modèles présentent un intérêt dans la présente situation. Le premier ajuste à la CP une hypothèse suivant laquelle l'équilibre est atteint linéairement (HEL) et suppose ainsi que la sorption du traceur organique est instantanée et réversible, et qu'elle suit une isotherme d'adsorption linéaire. Le deuxième, un modèle en situation de non équilibre, traite la réaction de sorption comme faisant intervenir deux types de sites ou de régions dans le matériau aquifère: une fraction où l'HEL est valide et une deuxième fraction pour laquelle la sorption est considérée fonction du temps ou limitée par la vitesse.

Un certain nombre d'essais ont été effectués avec l'appareil illustré à la figure 26 sur un échantillon de l'aquifère alluvionnaire de Gloucester prélevé à une profondeur de 15 m à 100 m à l'est de l'EDS. La colonne a été chargée en maintenant une densité apparente de 1,76 g/cm^3, une porosité de 0,32 et un volume des pores de 205 cm^3. L'analyse de 20 échantillons de matériau de l'aquifère a indiqué une teneur moyenne en carbone organique de 0,07 % et un écart type de 0,03 %. Cette valeur est considérablement inférieure à celles signalées pour les matériaux de l'aquifère alluvionnaire de Gloucester par Jackson et coll. (1985); on considère maintenant que les valeurs antérieures étaient erronées.

Les résultats des essais sur colonne (n° 3) sont présentés aux figures 27 et 28, et résumés au tableau 12. L'eau souterraine circulait dans la colonne à une vitesse linéaire moyenne de 45 cm/j. La longueur de l'impulsion de traceurs organiques était de 0,65 volume des pores. Les estimations de R_f effectuées d'après la valeur du volume des pores lorsque $C/C_0 = 0,5$ sont faibles lorsque comparées aux résultats corrigés au moyen du modèle en situation de non équilibre (CXTFIT, modèle 4) de Parker et van Genuchten (1984). Ces dernières valeurs sont

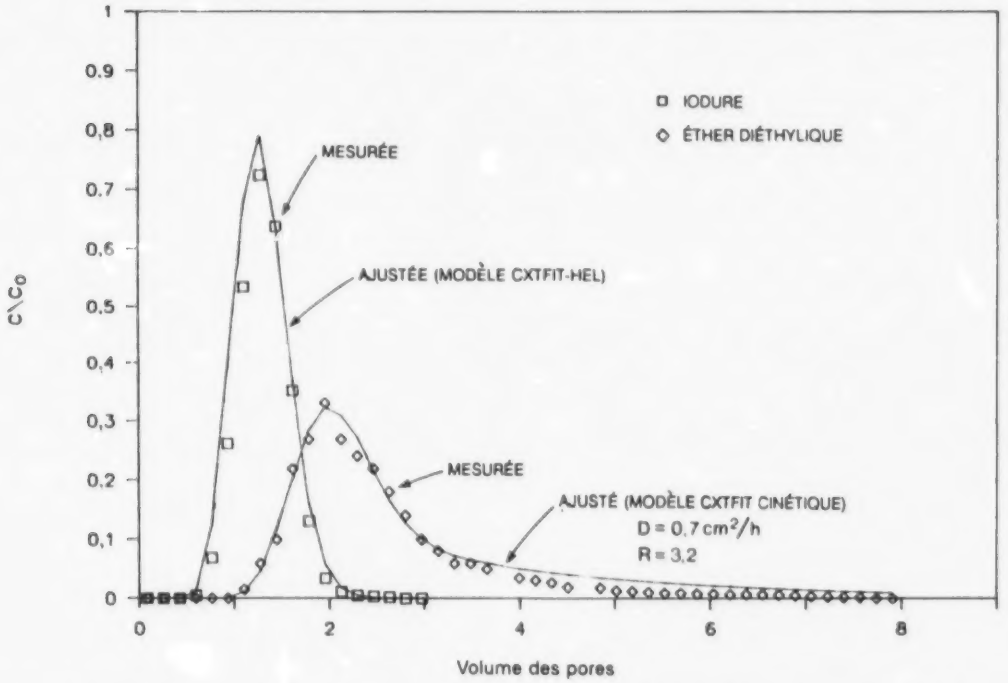


Figure 27. Courbes de passage pour l'iodure (V = 45 cm/j) et l'éther diéthylique montrant les valeurs mesurées et les valeurs ajustées au moyen des modèles HEL (iodure) et cinétique (éther diéthylique).

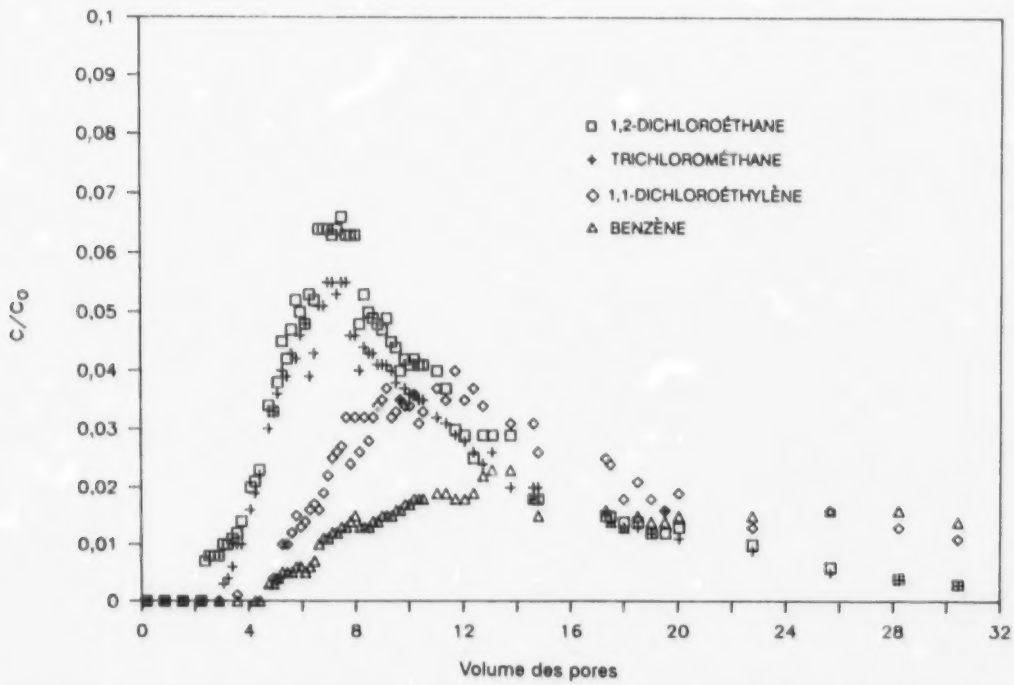


Figure 28. Courbes de passage pour le 1,2-dichloroéthane, le chloroforme ou trichlorométhane, le 1,1-dichloroéthylène et le benzène pour le même essai qu'à la figure 27.

Tableau 12. Facteurs de retard

Produit chimique	log K_{OE}	R_{f1}	R_{f2}	R_{f3}	R_{f4}	R_{f5}	R_{f6}	R_{f7}
Dioxane	-0,27	1,6	1,4	1,6	1,0	1,1	1,2	1,4(2)
THF	0,46	2,2	2,2	2,5	1,0			
DEE	0,89	3,3	3,0	3,4	1,1	1,7	1,6	2,2(2) 3,2(4)
12DCA	1,48	7,6		5,7	1,2	7,2	5,0	13,1(4)
TCM	1,97			9,3	1,3	7,5	5,0	14,9(4)
Benzène	2,04	8,8		10,0	1,4	14,3	8,0	30,0(4)
11DCE	2,13			11,0	1,5	10,7	7,0	18,8(4)

Facteurs de retard basés sur :

1. Données de terrain (longueur du panache de produits organiques par rapport à la longueur du panache de chlorures)
2. Essai d'évaluation en puits de pompage
3. Corrélation log (R_f-1) = 0,5*log K_{ow} - 0,065 dérivée de données recueillies sur le terrain (Patterson et coll. 1985)
4. Équation R_f = 1 + (densité apparente/porosité)*K_d où K_d = 3,2*f_{co}*(K_{ow})*exp0,72 (Schwarzenbach et Westall 1981)
5. Essai sur colonne n° 3 (centre de masse du prod. org. par rapport au centre de masse de l'iodure)
6. Essai sur colonne n° 3 (C/Cmax = 0,5 du prod. chim. par rapport au C/Cmax = 0,5 de l'iodure)
7. Essai sur colonne n° 3 [CXTFIT : le chiffre entre parenthèses indique le modèle 2 (HEL) ou 4 (non à l'équilibre)]

Remarques :
Densité apparente - 1,76 g cm^{-3}
Porosité - 0,32
f_{co} - 0,00075

considérées suspectes parce qu'il a été impossible de reproduire au moyen de ce modèle les exemples présentés dans Parker et van Genuchten. Un code permettant de calculer le centre de masse (CofM) de la CP produisait des estimations à mi-chemin entre ces deux valeurs. Ces valeurs pour le CofM sont considérées les plus fiables d'après leur similarité avec les estimations de Patterson et coll. (1985) pour le trichlorométhane (TCM ou chloroforme) et le 1,1-dichloroéthylène (11DCE), des composés non utilisés par Patterson et coll. pour dériver leur équation de prévision.

La méthode de Schwarzenbach et Westall (1981) fournit de mauvaises estimations lorsque comparée aux valeurs du R_f obtenues sur le terrain. Cela peut s'expliquer par le fait que cette méthode a été mise au point d'après des corrélations avec des composés présentant des valeurs peu élevées du K_{OE} de 2,6 à 4,7 et pour des matériaux aquifères renfermant au moins 0,1 % de carbone organique. De plus, il est évident d'après la figure 28 que l'élution des composés s'effectue approximativement dans l'ordre des valeurs croissantes du log de leur K_{OE}. Toutefois, il y a coélution du 1,2-dichloroéthane (12DCA) et du trichlorométhane malgré une différence d'une demie unité entre les valeurs du log de leur K_{OE}. Enfin, le modèle HEL (n° 2) de Parker et van Genuchten (1984) fournit, pour les éthers aliphatiques présentant des CP symétriques et qui ne sont que légèrement retardés (voir figure 27), de meilleures estimations du R_f que ce n'est le cas du modèle en situation de non équilibre (n° 4) pour les POV très retardés et présentant des CP asymétriques comme le montre la figure 28.

Les données résumées au tableau 12 suggèrent que les essais sur colonnes en laboratoire fournissent des estimations raisonnables du facteur de retard pour un soluté organique, comparativement aux R_f estimés sur le terrain.

Discussion des options de dépollution

Les différentes mesures de dépollution couramment appliquées aux États-Unis et au Canada sont énumérées au tableau 13. Elles ont été prises en considération par la Graham Engineering Consultants et la Water and Earth Sciences Ltd. (GEC 1985b) lors de leur évaluation des mesures de dépollution au site d'enfouissement de Gloucester.

Parmi les options de gestion, la GEC a considéré que la solution du «laisser faire» était inacceptable parce que les résultats d'une évaluation de l'exposition au danger (Jackson et coll. 1985) ont montré que la limite supérieure du risque d'avoir un cancer pendant la durée d'une vie suite à la consommation d'eau contaminée de cet emplacement était de beaucoup supérieure à 1 pour 1000. La GEC a recommandé que d'autres sources d'approvisionnement en eau soient trouvées pour la communauté située immédiatement à l'est de la voie ferrée du CP représentée à la figure 6. En 1985, une conduite a été installée afin d'approvisionner en eau ces résidences et ces industries par l'aqueduc de la ville d'Ottawa.

L'enlèvement de la source constituait une deuxième option de gestion recommandée et mise en oeuvre en 1988-1989. Cela a nécessité l'excavation de huit bacs d'une tonne pour déchets en vrac qui consistaient principalement en sol contaminé par des pesticides et de cinquante deux barils de 58 gallons (218 L) de déchets chimiques et biochimiques solides et liquides (MacLaren Engineers 1988).

Parmi les solutions de confinement prises en considération, mentionnons l'installation de murs de ciment ou de rideaux de mortier imperméables autour de la zone la plus contaminée. Ces méthodes ont été rejetées principalement parce que le socle rocheux

Tableau 13. Solutions de dépollution (modifiées d'après OTA, 1984)

1.	Options de gestion
	- restreindre/mettre fin à l'utilisation de l'aquifère
	- trouver une source de remplacement pour l'approvisionnement en eau
	- éliminer la source de contamination
	- surveiller
	- ne rien faire
2.	Confinement
	- barrières physiques, p. ex. murs de ciment, revêtements, argile, couverture, etc.
	- contrôle hydraulique par pompage et/ou recharge
3.	Enlèvement (et traitement)
	- pompage
	- excavation
	- drainage par gravité
	- perfusion par gaz
4.	Restauration sur le site
	- biodégradation
	- injection de vapeur
	- injection de surfactant
	- solubilisation améliorée

calcaire sous le panache est très perméable et hydrauliquement relié à l'aquifère alluvionnaire (Jackson et coll. 1985). Dans des conditions similaires au site Sylvester de Nashua (New Hampshire) le système de mur de ciment et de couverture d'argile utilisé comme solution de dépollution s'est avéré «beaucoup moins efficace que prévu» (OTA 1985) en raison de fuites dans le socle rocheux. En conséquence, un isolement complet ne pouvait être envisagé au site d'enfouissement de Gloucester.

La décontamination de l'aquifère, retenue comme autre solution convenant le mieux, exigeait un programme de «pompage et traitement» dont la durée estimée devrait être de cinq ans et qui fait intervenir quatre puits de pompage disposés suivant l'axe du panache (GEC 1985b). Le débit d'eau souterraine sera traité au moyen d'un système à barbotage pour l'élimination du fer dissous ainsi que par un épurateur à l'air et par adsorption sur charbon activé granulaire. L'eau traitée sera retournée à l'aquifère au moyen de cinq puits de recharge. Des emplacements provisoires des puits de pompage et de recharge sont illustrés à la figure 29. Il est prévu que les quatre puits de pompage seront exploités à un débit total de 120 gal/min (655 m^3/j) d'après les résultats d'essais dans l'aquifère, ce qui devrait assurer un confinement hydraulique du panache (GEC, 1985b). Il est estimé que le coût de ces travaux sera d'environ 6 millions de dollars CAN (5 millions de dollars US) en dollars courants.

Avant le début de travaux de pompage et de traitement, la présence de phases organiques immiscibles doit être évaluée. De tels liquides denses de la phase non aqueuse (LDPNA), mis en circulation lors de travaux d'élimination ou de déversements, ont tendance à migrer en profondeur en laissant des gouttelettes résiduelles dans les zones saturée et non saturée. Si un volume suffisant de LDPNA est présent, il peut se former des mares sur les couches relativement imperméables à l'intérieur de l'aquifère ou à sa base (voir Schwille 1984, 1988; Feenstra et Cherry 1988). Ces gouttelettes résiduelles («ganglions») et mares constituent une source de contamination à long terme de l'aquifère. Si elles restent dans un aquifère, les travaux de pompage et de traitement peuvent ne pas permettre la décontamination à court terme (Hunt et coll. 1988a)

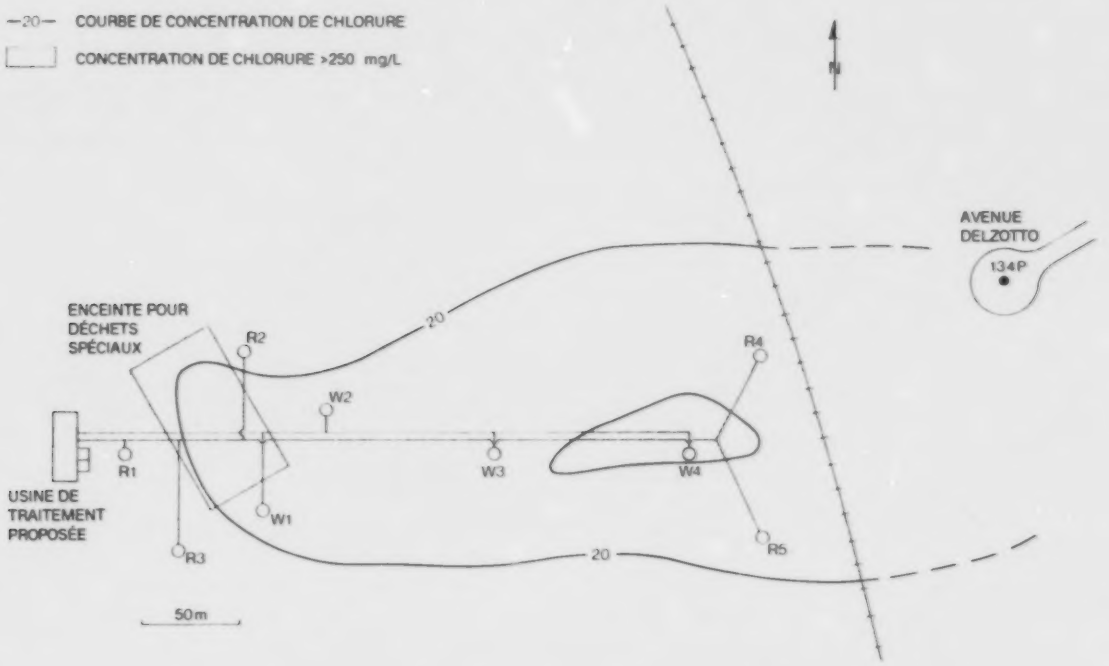


Figure 29. Géométrie du réseau de puits de pompage et de recharge recommandé par la GEC (1985b).

ou il peut y avoir recontamination de l'aquifère supposé décontaminé après l'interruption des travaux de pompage et de traitement.

Tel qu'indiqué au troisième chapitre, la présence de LDPNA sous l'EDS à Gloucester est incertaine. Les concentrations de tétrachloroéthylène sous l'EDS dépassaient un pour cent de la solubilité de ce composé dans l'eau en 1982-1983 comme l'indique la figure 23; cette valeur constitue une indication grossière de la présence de LDPNA dans un aquifère (Hunt et coll. 1985a). Toutefois, depuis ce temps, les concentrations de la plupart des contaminants organiques volatils ont diminué environ par un facteur égal à 100 (voir tableau 14 et figures 30 à 33), ce qui suggère qu'il n'y aurait pas de mare de LDPNA. De plus, les figures 21 et 22 n'indiquent aucun accroissement de la contamination en fonction de la profondeur comme on pourrait s'y attendre si une mare de LDPNA s'était enfoncée dans l'aquifère. Finalement, le puits de surveillance 37P-3 dans le socle rocheux sous-jacent reste non contaminé bien qu'il soit hydrauliquement relié à l'aquifère alluvionnaire. Par conséquent, il semble tout à fait possible que des quantités restreintes de LDPNA aient pénétré dans l'aquifère alluvionnaire en 1982-1983 ou avant et y persistent sous forme de gouttelettes émulsifiées ou de ganglions, mais non sous forme de mares.

Des travaux expérimentaux de pompage et de traitement ont été effectués dans l'EDS en 1984 et en 1988 par des puits de prélèvement et de recharge complétés dans l'aquifère alluvionnaire sous l'enceinte. Les résultats suggèrent que les contaminants résiduels peuvent être retirés de l'aquifère, mais non nécessairement de la couche semi-perméable, dont il pourrait être nécessaire de faire l'excavation. Les figures 30 à 33 montrent la réduction substantielle des concentrations de benzène, de chloroforme, de 1,1,1-trichloroéthane et de trichloroéthylène entre 1984 et 1988.

Pour démontrer l'efficacité de la décontamination de l'aquifère alluvionnaire au moyen de puits de pompage (c.-à-d. par l'option de «pompage et traitement»), l'essai en puits de pompage a été effectué (Whiffin et Bahr 1985; Bahr 1989) en un emplacement situé près du centre (54M) du panache de contaminants. Tel que discuté au chapitre 4, lors de cet essai de l'eau souterraine non contaminée a été introduite dans l'aquifère contaminé par un puits d'injection et un volume similaire d'eau souterraine a été prélevé dans un autre puits situé 5 m plus loin. L'exploitation de ce système a résulté en une purge de l'aquifère contaminé entre les deux puits (voir figure 24). Un deuxième essai de ce genre effectué dans un panache de contaminants organiques peu profond dans l'aquifère libre (unité E) a donné des résultats similaires (WESA 1988).

Tableau 14. Concentrations (en µg/L) de composés organiques volatils mesurés par CG/SM dans l'eau souterraine de l'aquifère alluvionnaire à des échantillonneurs multiniveaux choisis. (Voir les emplacements à la figure 6.)

Composé	16M-16		37M-9	
	1982	1988	1982	1988
Dichlorométhane	620	30	6 050	25
Chloroforme	12 900	129	32 000	24
Bromoforme	90	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorure de vinyle	n.m.	n.d.	n.m.	40
1,1-Dichloroéthylène	20	n.d.	30	60
1,2-Dichloroéthane	480	3,9	2 700	25
1,1,1-Trichloroéthane	1 900	141	3 500	176
Trichloroéthylène	1 600	38	20	110
Tétrachloroéthylène	4 500	62	n.d.	n.d.
Benzène	580	6	17 000	646

n.d. = Non détectable.
n.m. = Non mesurée.

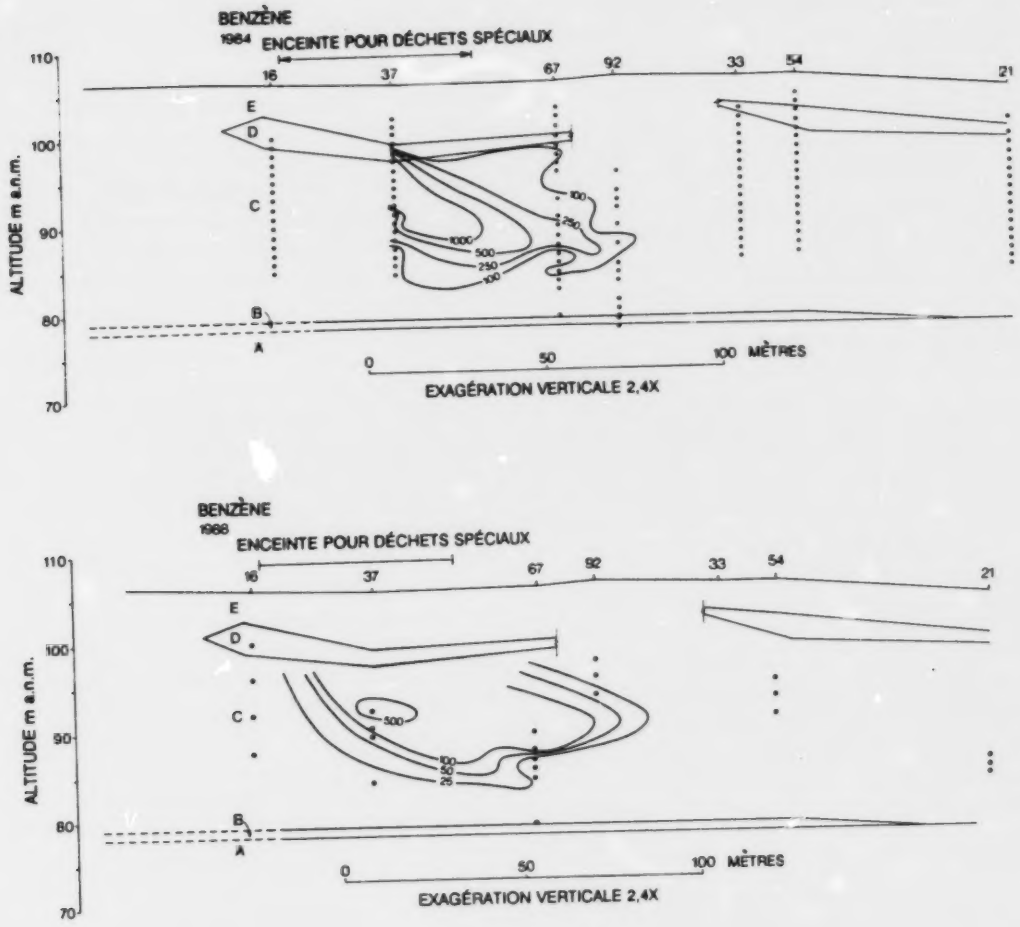
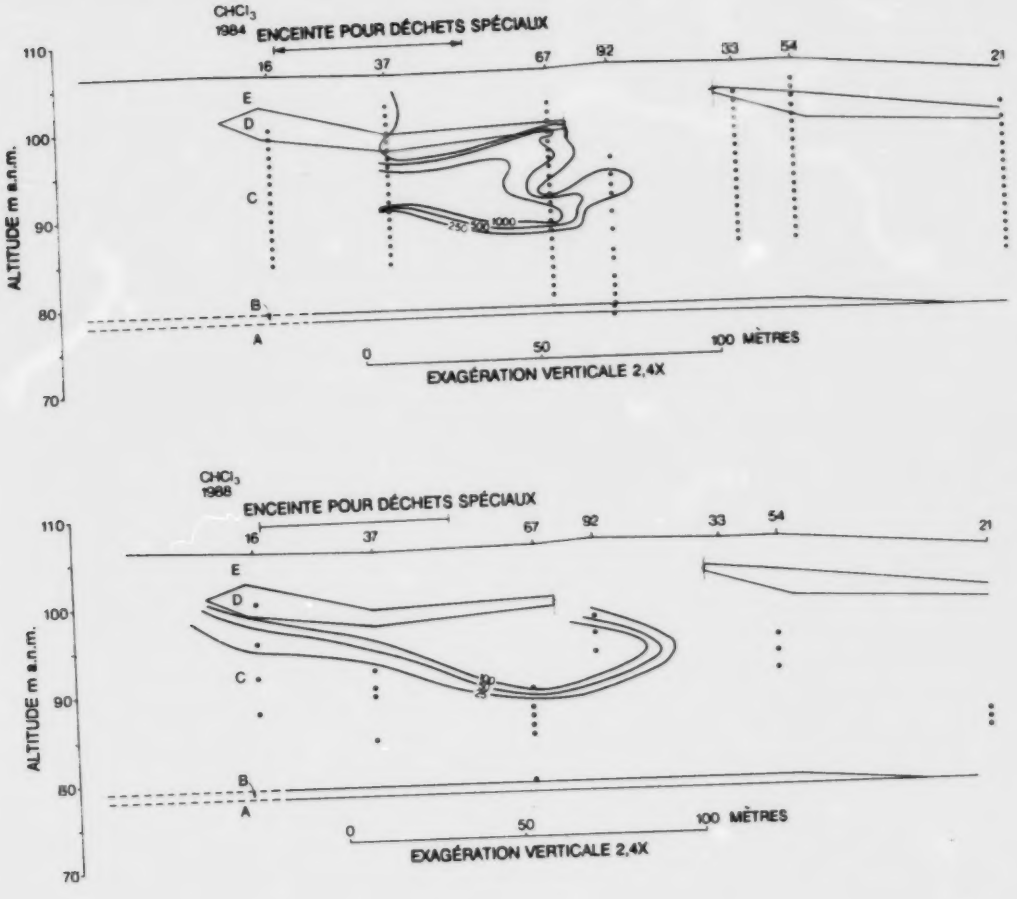
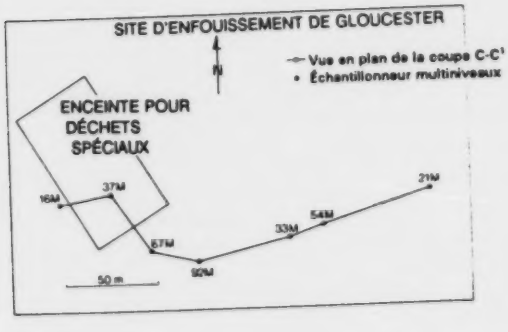


Figure 30. Profil transversal de la contamination par le benzène en 1984 et en 1988.





LÉGENDE

Unités stratigraphiques

A Calcaire; interstratifié de couches schisteuses

B Till; galets et gros galets anguleux grossiers dans une matrice de sable et de limon

C Graviers, sables et limons fluvio-glaciaires sub-aqueux mal triés

D Limon argileux stratifié et limon

E Régression stratigraphique de sables et de graviers

• Point de prélèvement d'échantillons

-100- Courbe de concentration en µg/L

Figure 31. Profil transversal de la contamination par le chloroforme en 1984 et en 1988.

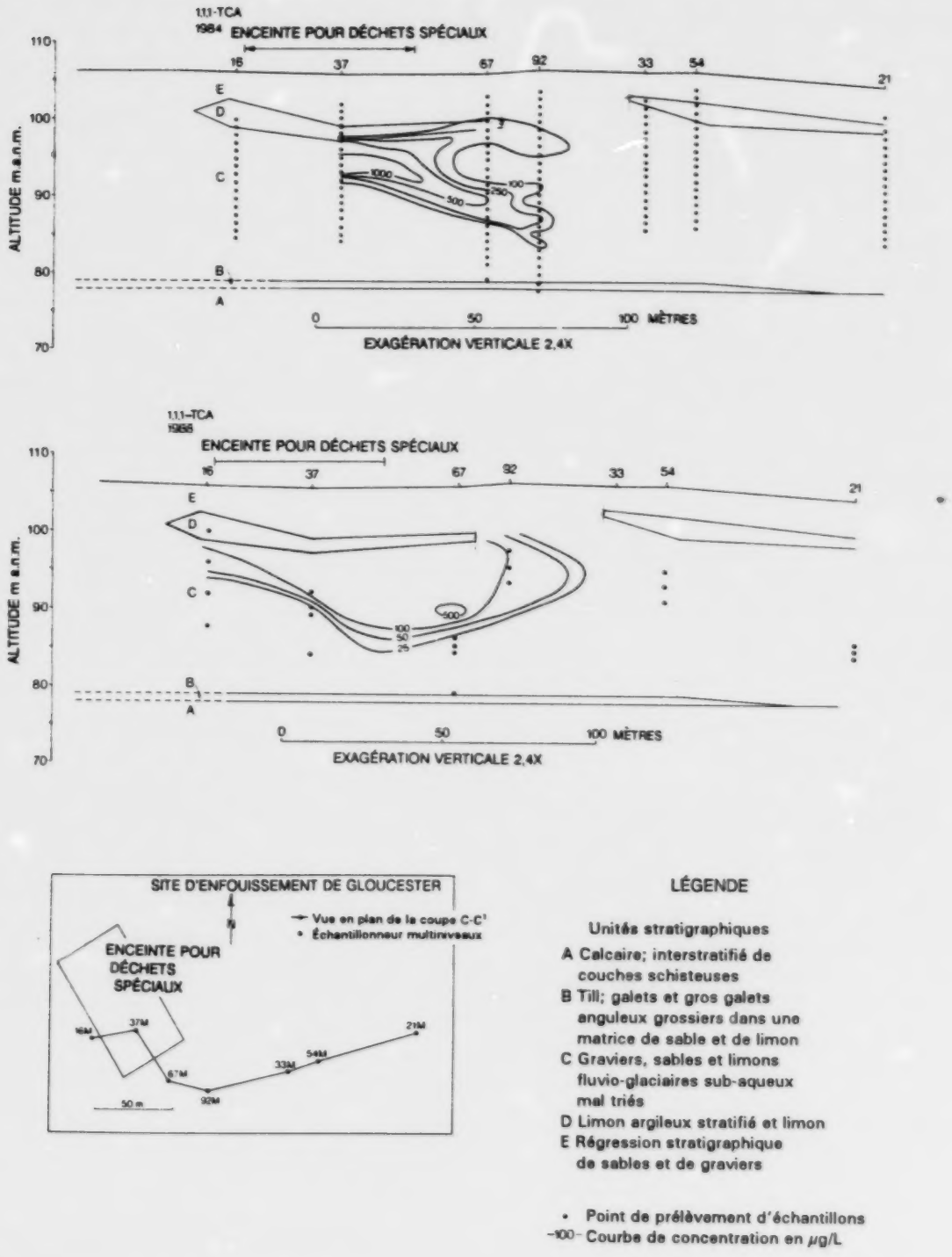
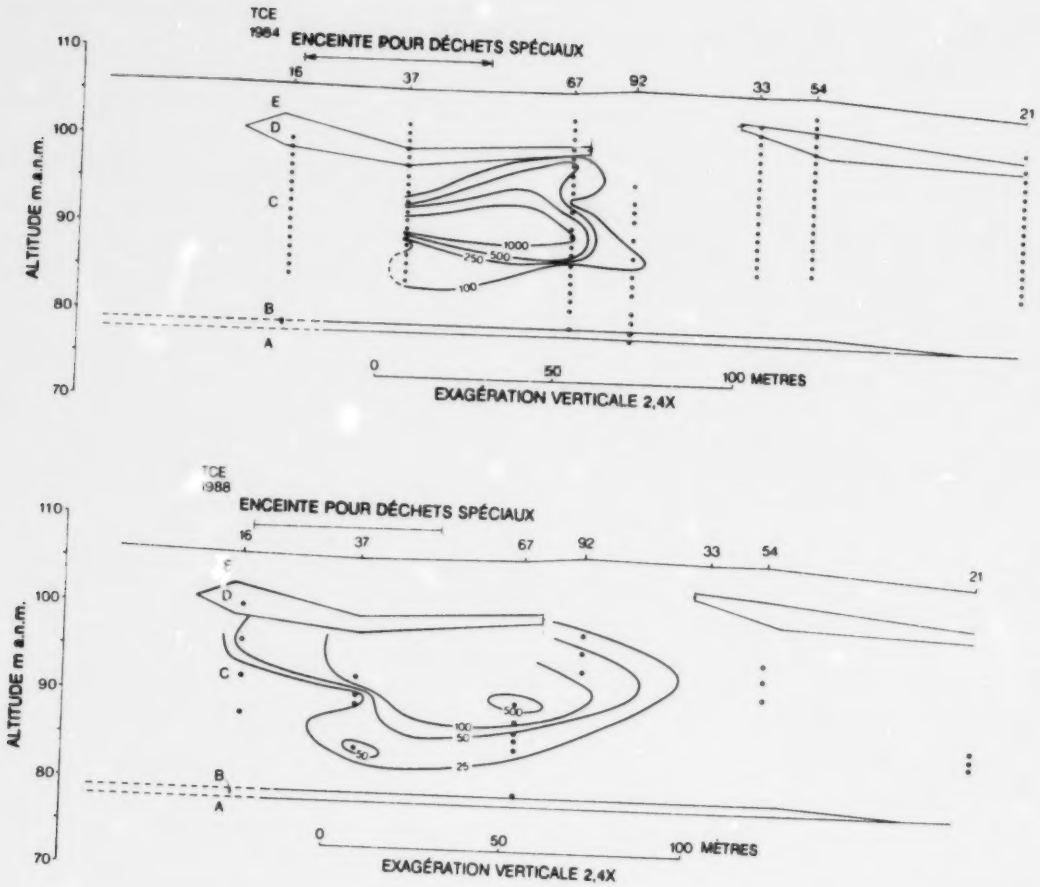
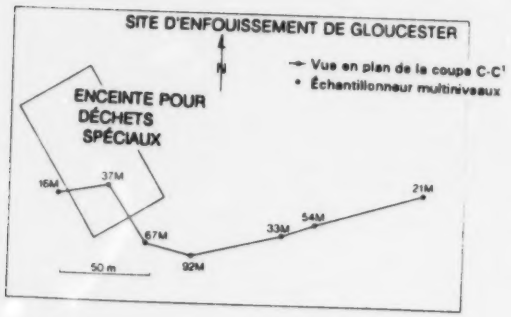


Figure 32. Profil transversal de la contamination par le 1,1,1-trichloroéthane en 1984 et en 1988.





LÉGENDE

Unités stratigraphiques

A Calcaire; interstratifié de couches schisteuses

B Till; galets et gros galets anguleux grossiers dans une matrice de sable et de limon

C Graviers, sables et limons fluvio-glaciaires sub-aqueux mal triés

D Limon argileux stratifié et limon

E Régression stratigraphique de sables et de graviers

• Point de prélèvement d'échantillons

-100- Courbe de concentration en µg/L

Figure 33. Profil transversal de la contamination par le trichloroéthylène en 1984 et en 1988.

L'analyse des courbes de disparition présentées à la figure 24 indique qu'il existe une relation log-linéaire (figure 34) entre le nombre de volumes des pores d'eau retirée de l'aquifère pour obtenir une décontamination apparente de 90 % pour chacun des produits organiques et les valeurs respectives de leur K_{OE}. Cette relation spécifique à l'emplacement peut être extrapolée (c.-à-d. au-delà de 10 volumes des pores) afin d'obtenir une estimation du nombre de volumes des pores nécessaire pour décontaminer les parties de l'aquifère renfermant des contaminants non présents dans la zone d'essai. Soulignons que les valeurs de la figure 34 sont des estimations du nombre minimum de volumes des pores nécessaire pour décontaminer cet aquifère particulier dans les conditions hydrauliques de l'essai. Puisqu'un équilibre chimique local n'était pas atteint partout pendant l'essai, d'importants volumes d'eau souterraine relativement diluée ont été retirés de l'aquifère par pompage. Bahr (1989) a conclu que «le pompage peut être plus efficace, en termes de volumes d'eau propre à injecter et de volumes d'eau contaminée à prélever pour traitement, si des débits moindres sont utilisés». En ce faisant, des durées plus longues sont accordées pour permettre la désorption relativement lente des produits chimiques organiques.

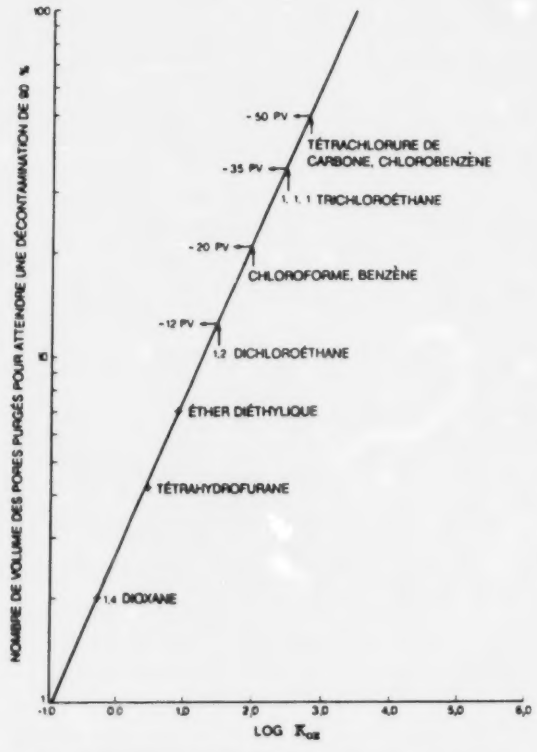


Figure 34. Estimation du nombre de volumes des pores devant être purgés de l'aquifère alluvionnaire pour atteindre une décontamination de 90 %. Les valeurs du volume des pores pour l'éther diéthylique, le tétrahydrofurane et le 1,4-dioxane seulement ont été obtenues à la figure 24. Les autres valeurs ont été extrapolées.

En raison des coûts élevés des travaux de pompage et de traitement, la mise au point de solutions de remplacement d'un coût moindre suscite beaucoup d'intérêt. Parmi les plus prometteuses mentionnons la dépollution biologique sur le site. Cette méthode, généralement dite de biorestauration, exige d'abord l'élimination des mares de LDPNA puis l'injection d'oxygène et d'éléments nutritifs dans un panache d'hydrocarbures aromatiques dissous afin d'y stimuler la métabolisation ou la cométabolisation des contaminants organiques par la faune microbienne résidente (Wilson et coll. 1986; Lee et coll. 1988b). Puisque la biorestauration des hydrocarbures halogénés en est encore au stade de la mise au point (Semprini et coll. 1988), elle n'a pas été prise en considération à titre de mesure de dépollution pour l'aquifère de Gloucester. Toutefois, vers la fin des cinq années de purge de l'aquifère contaminé, la biorestauration sur le site pourrait devenir disponible pour le nettoyage de contaminants résiduels qui persisteront sans aucun doute. Les méthodes biologiques pourraient être rentables pour la réduction de la contamination résiduelle à des niveaux conformes à ceux indiqués dans les recommandations qui, dans ce cas, sont similaires aux concentrations maximales de contaminants indiquées par l'EPA.

D'autres méthodes appliquées sur le site, comme l'injection de vapeur (Hunt et coll. 1988a, 1988b), l'utilisation de surfactants (Vigon et Rubin 1989) et la solubilisation améliorée (Zenon 1986), semblent toutes prometteuses mais restent à vérifier.

Conclusions

L'aquifère alluvionnaire sous le site d'enfouissement de Gloucester pollué par des produits chimiques organiques et des stratégies applicables de dépollution ont fait l'objet d'évaluations approfondies. (Jackson et coll. 1989; Jackson et Patterson 1989).

Nos conclusions sont les suivantes :

1. L'installation d'un système avec murs de ciment ne convient pas pour le confinement des polluants organiques en raison du caractère très perméable du socle rocheux;

2. Des mares de LDPNA sont peu vraisemblablement présentes dans l'aquifère alluvionnaire bien qu'il puisse probablement encore y exister des produits chimiques LDPNA sous forme de ganglions;

3. La couche semi-perméable située immédiatement sous l'EDS peut renfermer des quantités substantielles de LDPNA, et la possibilité de son excavation devrait être étudiée;

4. Une opération de «pompage et traitement» devrait permettre de réussir à enlever la plus grande partie des produits chimiques organiques dissous et sorbés dans l'aquifère alluvionnaire pourvu que la localisation des puits de pompage et de recharge soit optimalisée; et

5. Une biorestauration sur le site pourrait s'avérer nécessaire afin de compléter la décontamination de l'aquifère après les travaux de «pompage et traitement».

Références

American Chemical Society Committee Report. 1983. Principles of environmental analysis. Anal. Chem. 55(14): 2210-2218.

Ames, B.N., R. Magaw, et L.S. Gold. 1987. Ranking possible carcinogenic hazards. Science 236: 271-280.

Anderson, M.R., R.L. Johnson, et J.F. Pankow. 1987. The dissolution of residual dense non-aqueous phase liquid (DNAPL) from a saturated porous medium. Dans: compte rendu NWWA/API Conf. on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water, Houston, Texas, pp. 409–427. Dublin, Ohio: NWWA.

Bahr, J.M. 1989. Analysis of nonequilibrium desorption of volatile organics during field test of aquifer decontamination. J. Contaminant Hydrol. 4: 205-222.

Banerjee, S. 1984. Solubility of organic mixtures in water. Environ. Sci.Technol. 18(8): 587-591.

Barcelona, M.J., et J.A. Helfrich. 1986. Well construction and purging effects on ground-water samples. Environ. Sci. Technol. 20(1): 1179-1184.

Barcelona, M.J., J.P. Gibb, J.A. Helfrich, et E.E. Garske. 1985. Practical guide to ground-water sampling. Illinois State Water Survey, Champaign, Ill.

Barker, J.F., G.C. Patrick, et D. Major. 1987. Natural attenuation of aromatic hydrocarbons in a shallow sand aquifer. Ground Water Monitoring Rev. 7(1): 64-71.

Barrio-Lage, G., F.Z. Parsons, R.S. Nassar, et P.A. Lorenzo. 1986. Sequential dehalogenation of chlorinated ethenes. Environ. Sci. Technol. 20(1): 96-99.

Champ, D.R., J. Gulens, et R.E. Jackson. 1979. Oxidation-reduction sequences in ground water flow systems. Can. J. Earth Sci. 16(1): 12-23.

Cherry, J.A., R.W. Gillham, E.G. Anderson, et P.E. Johnson. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study. 2. Groundwater monitoring devices. J. Hydrol. 63: 31-49.

Curtis, G.P., P.V. Roberts, et M. Reinhard. 1986. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer. 4. Sorption of organic solutes and its influence on mobility. Water Resour. Res. 22(13): 2059-2067.

Czucza, J.M., et R.A. Hites. 1984. Environmental fate of combustion generated polychlorinated dioxins and furans. Environ. Sci, Technol. 18(6): 444-450.

Esau, R.R., et D.J. Chesterman. 1988. Ground water contamination issues in Santa Clara County, California: a perspective. Dans: Hazardous waste site management: water quality issue, pp. 120-136. Washington, D.C. National Academy Press.

Feenstra, S., et J.A. 1988. Subsurface contamination by dense non-aqueous phase liquid (DNAPL) chemicals. Dans: compte rendu de l'Association internationale des hydrogéologues, Halifax (Nouvelle Écosse). 15 p.

Freeze, R.A., et J.A. Cherry. 1979. Ground water. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall Inc.

Freeze, R.A., J.A. Cherry. 1989. What has gone wrong. Ground Water 27(4): 458-464.

GAO. 1988. Ground water conditions at many land disposal facility remain uncertain. General Accounting Office des É.-U., Washington, D.C., 53 p.

GEC (A.J. Graham Engineering Consultants Ltd.). 1985a. Waste types and quantities disposed in the Gloucester Landfill site and Special Waste Compound. Ottawa (Ontario), 18 p.

GEC. 1985b. Gloucester Landfill waste site, problem definition and remedial alternatives. Gloucester (Ontario), 177 p.

Gold, L.S., et 11 autres. 1984. A carcinogenic potency database of the standardized results of animal bioassays. Environ. Health Perspective 58: 9-319.

Grisak, G.E., R.E. Jackson, et J.F. Pickens. 1978. Monitoring ground water quality: the technical difficulties: Dans Establishment of water quality monitoring programs, éd. L.G. Everett et K.D. Schmidt, pp. 210-232. Minneapolis, Minn. AWRA.

Gulens, J. 1985. A portable monitor for measurement of dissolved sulfide based on the glass/sulfide-selective electrode couple. Water Res. 19(2): 201-204.

Headly, J.V. 1987. GC/MS identification of organosulphur compounds in environmental samples. Biomed. and Environ. Mass Spectrometry. 14: 275-280.

Hirschhorn, J.S., et K.U. Oldenburg. 1988. Are we cleaning up? An assessment of Superfund. Chem. Eng. Prog. 84(12): 55-65.

Horvath, A.L. 1982. Halogenated hydrocarbons: solubility, miscibility with water, pp. 473-573. New York: Marcel Dekker.

Hunt, J.M. 1979. Petroleum Geochemistry and geology. San Francisco: W.H. Freeman and Co.

Hunt, J.R., N. Sitar, et K.S. Udell. 1988a. Nonaqueous phase liquid transport and cleanup. 1. Analysis of mechanisms. Water Resour. Res. 24(8): 1247-1258.

Hunt, J.R., N. Sitar, et K.S. Udell. 1988b. Nonaqueous phase liquid transport and cleanup. 2. Experimental studies. Water Resour. Res. 24(8): 1259-1269.

Jackson, R.E., et R.J. Patterson. 1982. Interpretation of pH and Eh trends in a fluvial-sand aquifer system. Water Resour. Res. 18(4): 1255-1268.

Jackson, R.E., et R.J. Patterson. 1989. A remedial investigation of an organically polluted outwash aquifer. Ground Water Monitoring Rev. 9(3): 119-126.

Jackson, R.E., A.S. Crowe, S. Lesage, et M.W. Priddle. 1989. Aquifer contamination and restoration at the Gloucester Landfill, Ontario, Canada. Dans: Ground water contamination, compte rendu de symposium, Troisième assemblée scientifique de l'AISH, Baltimore, Md., mai 1989, publ. n° 185 de l'AISH: 181-188.

Jackson, R.E., R.J. Patterson, B.W. Graham, J. Bahr, D. Bélanger, J. Lockwood, et M.W. Priddle. 1985. Hydrogéologie des contaminants organiques toxiques à un site d'enfouissement, Gloucester (Ontario). 1. Propriétés chimiques et évaluation du site. Étude n° 141, Série scientifique de la DGEI, rapport n° 23 de l'INRH, Institut national de recherche en hydrologie, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa, Canada. 114 p.

Keith, L.H., et W.A. Telliard. 1979. Priority pollutants. 1—A perspective view. Environ. Sci. Technol. 13(4): 416-423.

Lee, L.S., P.S.C. Rao, M.L. Brusseau, et R.A. Ogwada. 1988a. Nonequilibrium sorption of organic contaminants during flow through columns of aquifer materials. Environ. Toxicol. Chem. 7: 779-793.

Lee, M.D., J.M. Thomas, R.C. Borden, P.B. Bedient, J.T. Wilson, et C.H. Ward. 1988b. Biorestoration of aquifers contaminated with organic compounds. CRC Critical Reviews in Environ. Control 18(1): 29-89.

Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle, et P.G. Riemann. 1990. Occurrence and Fate of Organic Solvent Residues in Anoxic Groundwater at the Gloucester Landfill, Canada. Environ. Sci. Technol. 24: 559-566.

Longstaff, E., M. Robinson, C. Bradbrook, J.A. Styles, et I.F.H. Purchase. 1984. Genotoxicity and carcinogenicity of fluorocarbons. Toxicol. Appl. Pharmacol. 72: 15-31.

Mackay, D. et J.A. Cherry. 1989. Groundwater contamination: pump and treat remediation. Environ. Sci. Technol. 23(6): 630-636.

MacLaren Engineers. 1988. Gloucester Landfill waste site cleanup — Phase I. Stage I — Field investigation summary report, Willowdale (Ont.).

Mahurin, R.G., et R.L. Bernstein. 1988. Fluorocarbon-enhanced mutagenesis of polyoramatic hydrocarbon. Environ. Res. 45: 101-107.

Martel, F. 1988. Groundwater contamination by organic compounds in Ville Mercier: new developments. Dans: compte rendu de la Deuxième conférence internationale, CDMS/OTAN Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and groundwater, pp. 144-177. Bilthoven, Pays-Bas, 7 au 11 novembre 1988.

Michel, F.A., M. Kubasiewicz, R.J. Patterson, et R.M. Brown. 1984. Ground water flow velocity derived from tritium measurements at the Gloucester Landfill site, Gloucester, Ontario. Water Pollut. Res. J. Canada 19(2): 13-22.

Monig, J., et K.D. Asmus. 1984. One-electron reduction of halothane by free radicals. J. Chem. Soc. Perkin Trans. II, 12: 2057-2063.

OTA (Office of Technology Assessment). 1984. Protecting the nation's ground water from contamination. OTA, Washington, D.C.

OTA. 1985. Superfund strategy. OTA-ITE-253, Washington, D.C.

Parker, J.C., et M. Th. van Genuchten. 1984. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. Virginia Agricultural Experiment Station Bull. 84-3, Blacksburg, Va.

Parsons, F., P.R. Wood, et J. Demarco. 1984. Transformations of tetrachloroethene and trichloroethene in microcosms and groundwater. J. Am. Water Works Assoc. 76: 56-59.

Patterson, R.J., R.E. Jackson, B.W. Graham, D. Chaput, et M.W. Priddle. 1985. Retardation of toxic chemicals in a contaminated outwash aquifer. Water. Sci. Technol. 17: 57-69.

Poulin, M., G. Simard, et M. Sylvestre. 1985.

Pollution des eaux souterraines par les composés organiques à Mercier, Québec. Sciences et techniques de l'eau 18: 2, fig. 2.

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. 1987. Ottawa, Canada: Ministère de la Santé et du Bien-être social.

Reilly, T.E., O.L. Franke, et G.D. Bennett. 1989. Bias in ground water samples caused by wellbore flow. J. Hydraul. Eng. 115(2): 270-276.

Reinhard, M., N.L. Goodman, et J.F. Barker. 1984. Occurrence and distribution of organic chemicals in two landfill leachate plumes. Environ. Sci. Technol., 18(12):953-961.

Reynolds, W.D., R.W. Gillham, et J.A. Cherry, J.A. 1982. Evaluation of distribution coefficients for the prediction of strontium and cesium migration in uniform sand. Revue canadienne de géotechnique, 19(1): 92-103.

Robin, M.J.L., et R.W. Gillham. 1987. Field evaluation of well purging procedures. Ground Water Monitoring Rev. 7(4): 85-93.

Roy, W.R., et R.A. Griffin. 1985. Mobility of organic solvents in water saturated soil materials. Environ. Geol. Water. Sci. 7(4): 241-247.

Sax, N.I. 1984. Dangerous properties of industrial materials. 6e éd. New York: Van Nostrand Reinhold Co.

Schwarzenbach, R.P. et J. Westall. 1981. Transport of non-polar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies. Environ. Sci. Technol. 15(11): 1360-1367.

Schwarzenbach, R.P., W. Giger, C. Schaffner, et O. Wanner. 1985. Groundwater contamination by volatile halogenated alkanes: abiotic formation of volatile sulfur compounds under anaerobic conditions. Environ. Sci. Technol. 19(4): 322-327.

Schwille, F. 1975. Groundwater pollution by mineral oil products. Dans compte rendu du Symposium de Moscou sur la pollution des eaux souterraines, août 1971, publ. n° 103 de l'AISH: 226-240.

Schwille, F. 1984. Migration of organic fluids immiscible with water in the unsaturated zone. Dans Pollutants in Porous Media, éd. B. Yaron, G. Dagan, J. Goldshmid. pp. 27-48. New York: Springer-Verlag.

Schwille, F. 1988. Dense chlorinated solvents in porous and fractured media: model experiments. Traduit de l'allemand par J.F. Pankow. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers.

Semprini, L., P.V. Roberts, G.D. Hopkins, et D.M. Mackay. 1988. A field evaluation of in-situ biodegradation for aquifer restoration. EPA, É.-U., Ada, Okla. EPA 600/52-87/096.

Simard, G., et J.P. Lanctot. 1987. Decontamination of Ville Mercier aquifer for toxic organics. Dans: compte rendu de la Première réunion internationale, étude pilote CDSM/OTAN, Demonstration of remedial action technologies for contaminated land and groundwater, pp. 135-165. Washington, D.C., 11 au 13 novembre 1987.

Sitar, N., J.R. Hunt, et K.S. Udell. 1987. Movement of nonaqueous liquids in groundwater. Dans: Proc. of the Geotechnical Practice of Waste Disposal '87. pp. 205-223. Geotechnical Division, ASCE, Ann Arbor, Mich.

Smith, M.T. 1988. Organic chemicals in ground water: what are the risks and how safe is safe? Dans: Proc. of the Sixteenth Biennial Conference on Ground Water, éd. J.J. DeVries, California Water Resources Centre, Univ. of California, rapp. n° 66: 139-145.

Srinivasan, P., V.R. Patwardhan, S. Devotta, et F.A. Watson. 1984. Thermal decomposition of trichlorotrifluoroethane (R113) under static flow conditions. Chem. Eng. Res. Designs. 62: 266-268.

Stumm, W., et J.J. Morgan. 1981. Aquatic Chemistry, 2e éd. New York: Wiley-Interscience, pp. 734-735.

Swallow, K.C., N.S. Shifrin, et P.J. Doherty. 1988. Hazardous organic compound analysis. Environ. Sci. Technol. 22(2): 136-142.

Taylor, J.K. 1987. Quality assurance of chemical measurements. Chelsea, Mich.: Lewis Publishers, Inc.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1984a. Method 602 - Purgeable aromatics. Federal Register 49(209): 40-48.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1984b. Method 624 - Purgeables. Federal Register 49(209): 141-152.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1984c. Method 625 - Base/ Neutrals and acids. Federal Register 49(209): 141-152.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1984d. Method 613 - 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. Federal Register 49(209): 141-152.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1987. Federal Register Part II, U.S. EPA, 40 CFR Part 264 and 270, 9 juillet 1987.

U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1988. Reviews of Environmental Contamination

and Toxicology. Éd. G.W. Ware. New York: Springer-Verlag. vol. 106, pp. 117-120.

Verschueren, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. New York: Van Nostrand Reinhold.

Vigon, B.W., et A.J. Rubin. 1989. Practical considerations in the surfactant-aided mobilization of contaminants in aquifers. Water Pollut. Control Fed. 61(7): 1233-1240.

Vogel, T.M., et P.L. McCarty. 1987. Abiotic and biotic transformations of 1,1,1-trichloroethane under methanogenic conditions. Environ. Sci. Technol. 21(12): 1208-1213.

Vogel, T.M., C.S. Criddle, et P.L. McCarty. 1987. Transformations of halogenated aliphatic compounds. Environ. Sci. Technol. 21(8): 722-736.

WESA (Water and Earth Sciences Associates). 1988. Purge well test. Carp (Ontario).

Whiffin, R.B. et J. Bahr. 1985. Assessment of purge well effectiveness for aquifer decontamination. Dans: compte rendu de la Conférence de la NWWA, 4e Symposium national sur la restauration des aquifères et la surveillance des eaux souterraines, pp. 75-81. Dublin, Ohio: NWWA.

Wilson, B.H., G.B. Smith, et J.R. Rees. 1986. Biotransformations of selected alkylbenzenes and halogenated aliphatic hydrocarbons in methanogenic aquifer material: a microcosm study. Environ. Sci. Technol. 20(10): 997-1002.

Wolf, K., R. Holland, et A. Rajaratnam, 1987. Vinyl chloride contamination: The hidden threat. J. Hazardous Mater. 15: 163-184.

Wood, P.R., R.F. Lang, et I.L. Payan. 1985. Anaerobic transformation, transport and removal of volatile chlorinated organics in ground water. Dans: Ground Water Quality, éd. C.H. Ward, W. Giger, et P.L. McCarty, chap. 27. New York: Wiley-Interscience.

Zenon, 1986. A study of enhanced dissolution for the in-situ remediation of DNAPL chemicals in the subsurface. Burlington (Ontario).

Annexe

Données complètes de 1984 et de 1988 pour les composés organiques volatils dans l'aquifère glaciaire, site de Gloucester

Tableau A-1. Dosage des produits chimiques organiques volatils 1984 (par D. Chaput et R.J. Patterson, INRH)

Point d'échantillonnage	DEE µg/L	11-DCE µg/L	MECL µg/L	T12-DE µg/L	11-DCA µg/L	ACET µg/L	CHCL3 µg/L	THF µg/L	11-TCA µg/L	12-DCA µg/L	BENZ µg/L	CCL4 µg/L	TCE µg/L	14DNE µg/L	TOL µg/L	PCE µg/L	CLBEN µg/L	ETBEN µg/L	CHBR3 µg/L
33M1	0.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M3	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M6	156.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M8	249.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	47.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M9	26.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	46.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M10	17.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	24.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M11	9.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M12	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M13	26.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M14	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M15	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
33M16	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M2	368.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	352.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M3	878.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	669.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M4	754.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	288.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M5	951.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	414.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M6	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	277.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M7	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M8	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M9	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M11	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
34M12	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
34M18	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0
37M1	0.0	4.6	3.4	0.0	5.5	0.0	31.7	0.0	7.6	1.6	96.5	4.8	22.2	0.0	1.2	1.2	0.1	0.6	0.0
37M2	2.0	5.7	3.0	0.0	4.8	0.0	27.0	0.0	5.0	1.1	91.5	3.5	17.1	0.0	1.0	0.9	0.0	0.1	0.0
37M3	8.4	3.5	1.6	0.0	3.3	0.0	16.5	7.9	4.4	1.0	60.2	2.4	13.2	0.0	1.0	1.0	0.0	0.2	0.0
37M4	111.2	<5.0	0.6	0.0	15.1	0.0	12.0	19.2	2.5	18.6	43.1	1.9	10.4	0.0	0.7	0.8	0.0	0.1	0.0
37M5	292.6	<5.0	0.5	0.0	38.6	0.0	14.1	130.5	2.2	36.0	320.2	2.2	11.0	0.0	1.2	0.6	0.0	0.1	0.0
37M6	191.0	<5.0	1.9	0.0	58.0	0.0	18.3	48.2	1.9	35.3	536.5	2.0	11.2	0.0	1.7	0.8	0.0	0.6	0.0
37M7	406.5	8.5	3.6	0.0	106.6	0.0	14.4	235.2	0.9	96.9	988.8	2.3	9.4	0.0	4.6	0.7	0.0	0.7	0.0
37M8	850.7	27.5	440.0	0.0	662.0	0.0	7265.7	865.4	10.5	555.8	500.0	10.2	14.9	0.0	2.6	1.9	0.0	0.8	0.0
37M9	979.5	144.0	860.0	0.0	1416.3	0.0	9632.9	874.5	158.8	922.5	3394.8	14.9	36.7	0.0	4.7	3.6	0.0	1.6	0.0
37M10	558.5	703.0	754.0	0.0	1768.3	0.0	9645.9	485.6	1182.0	847.9	3182.8	6.9	220.2	0.0	8.2	3.3	0.0	1.1	0.0
37M11	373.5	1093.0	578.0	0.0	1591.4	0.0	4556.5	164.3	2234.8	475.3	2312.3	15.2	697.2	0.0	19.6	0.0	0.0	1.4	0.0
37M12	164.2	747.0	150.0	0.0	1571.0	0.0	723.5	0.0	1096.0	201.0	1690.4	8.6	1525.1	0.0	35.5	0.0	0.0	0.0	0.0
37M13	138.8	785.0	100.0	0.0	1257.1	0.0	335.6	0.0	802.7	134.1	1473.8	8.1	1616.7	0.0	585.9	0.0	0.0	0.0	0.0
37M14	124.9	530.0	T	0.0	673.1	0.0	97.0	0.0	652.6	99.8	1562.1	5.0	371.6	0.0	10.7	0.0	0.0	0.0	0.0
37M15	68.3	80.0	5.0	8.7	89.1	0.0	144.9	0.0	15.2	59.1	514.2	0.0	17.4	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.0
37M16	19.1	22.4	14.5	0.0	10.0	0.0	423.0	0.0	34.7	18.8	48.9	123.4	169.7	0.0	1.4	14.2	2.8	0.0	143.3
37M17	18.4	12.2	12.7	0.0	8.0	0.0	358.3	0.0	32.9	18.8	35.3	128.7	113.0	0.0	3.2	13.1	3.3	0.0	95.0
37M18	22.9	11.3	17.3	0.0	6.6	0.0	378.3	15.5	33.0	21.5	38.7	170.0	130.6	0.0	1.6	19.7	4.5	0.0	120.2
37M19	26.3	9.1	19.6	0.0	5.4	0.0	359.2	13.7	26.2	19.3	30.5	179.4	134.2	0.0	0.0	16.1	3.2	0.0	140.0
38M2	45.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.8	2.6	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M3	23.8	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	2.3	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M4	162.2	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	80.0	0.0	16.4	2.6	0.0	0.3	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M6	308.4	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	22.1	0.0	11.1	2.5	0.0	0.4	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M8	80.1	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	2.2	0.0	4.8	0.2	0.0	0.2	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau A-1. Suite

Point d'échantillonnage	DEE µg/L	11-DCE µg/L	MECL µg/L	T12-DE µg/L	11-DCA µg/L	ACET µg/L	CHCL3 µg/L	THF µg/L	11-TCA µg/L	12-DCA µg/L	BENZ µg/L	CCL4 µg/L	TCE µg/L	14DNE µg/L	TOL µg/L	PCE µg/L	CLBEN µg/L	ETBEN µg/L	CHBR3 µg/L
38M9	160.9	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	2.8	0.0	1.7	1.2	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M11	112.8	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	129.5	0.0	1.7	12.9	0.0	3.4	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M13	455.5	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	4.5	215.5	0.6	3.7	28.7	0.0	18.8	P	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
38M15	568.8	0.0	0.0	0.0	23.4	0.0	0.0	445.4	0.0	26.6	122.1	0.0	6.7	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M17	501.9	0.0	0.0	0.0	13.2	0.0	0.8	180.7	0.0	9.4	62.0	0.0	3.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38M18	21.1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.5	3.3	0.0	2.5	4.4	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
56M4	71.6	0.0	1.0	0.0	7.6	0.0	1.1	268.7	0.0	19.5	110.1	0.0	12.9	0.0	2.5	0.6	6.4	41.2	0.0
56M7	1.9	0.0	0.3	0.0	6.2	0.0	1.0	23.7	0.0	0.0	6.1	0.0	3.0	0.0	12.8	0.0	0.0	6.9	0.0
67M1	0.0	2.1	0.0	0.0	0.8		5.2		5.1	0.0	10.7	0.0	38.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M3	0.0	2.1	0.0	0.0	2.0		1.8		1.5	2.5	38.7	0.0	24.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M4	0.0	2.6	0.0	0.0	3.4		11.8		17.7	3.3	45.1	0.0	62.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M5	0.0	1.2	0.0	0.0	2.2		1.9		1.2	1.1	31.0	0.0	31.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M6	0.0	1.4	0.0	0.0	14.4		4.1		11.2	8.5	154.0	0.0	41.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M7	0.0	1.4	0.0	0.0	9.8		1.1		12.1	4.5	90.4	0.0	30.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5		0.0		1.0	0.7	27.3	0.0	23.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M9	79.0	0.0	0.0	0.0	155.0		15.2		263.0	50.3	418.0	0.0	854.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M10	108.0	P			234.0		131.0		300.0	105.0	372.0	0.0	694.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M11	100.0	P	?	0.0	112.0		2885.0		645.0	>200.0	289.0	0.0	1561.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M12	62.0		0.0	0.0	69.0		1754.0		400.0	200.0	228.0	0.0	742.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M14	35.0		0.0	0.0	63.0		171.0		69.0	30.0	192.0	0.0	253.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M15	14.0		0.0	0.0	14.0		168.0		16.0	11.0	96.0	0.0	62.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M16	11.0		0.0	0.0	25.0		324.0		65.0	14.0	79.0	0.0	162.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M17	5.7		0.0	0.0	22.0		470.0		86.0	22.0	36.0	0.0	149.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M18	10.0		0.0	0.0	23.0		5.8		89.0	26.0	52.0	0.0	181.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M19	17.0		0.0	0.0	97.0		803.0		183.0	44.0	123.0	0.0	272.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M20	7.0		0.0	0.0	23.0		452.0		190.0	18.0	33.0	15.0	170.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M21	0.0		0.0	0.0	8.7		894.0		202.0	18.0	T	29.0	36.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M22	0.0		0.0	0.0	2.7		101.0		59.0	<2.0	0.0	7.8	18.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M23	0.0		0.0	0.0	1.8		22.0		21.0	<2.0	T	T	11.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
67M24	9.0		0.0	0.0	9.0		37.0		38.0	9.0	22.0	0.0	72.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M1	0.7	0.6	0.0	0.0	0.6	0.0	1.0	0.0	1.6	0.3	1.7	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M2	1.7	1.8	0.0	0.0	5.2	0.0	1.4	0.0	3.7	1.1	9.4	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M3	4.1	2.1	0.0	0.0	11.1	0.0	2.4	0.0	4.7	2.2	11.1	0.0	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M5	13.1	35.5	0.0	0.0	32.3	0.0	4.3	0.0	33.8	10.0	37.3	0.0	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M6	0.0	41.5	0.0	1.4	35.5	0.0	36.0	5.9	106.4	9.9	74.6	0.0	46.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M7	15.6	31.2	0.0	0.0	25.6	0.0	40.7	30.9	77.3	8.6	71.1	0.0	43.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M9	48.3	245.9	0.0	0.0	176.4	0.0	105.9	55.0	253.3	53.8	211.1	0.0	154.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M11	16.0	15.0	0.0	0.0	15.5	0.0	42.3	0.0	35.4	10.3	38.3	0.0	22.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M13	11.0	73.9	0.0	0.0	16.0	0.0	472.2	0.0	144.1	27.4	74.5	0.0	52.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M14	15.6	34.4	0.0	1.8	18.9	0.0	272.7	0.0	75.5	19.9	44.7	0.0	39.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M15	9.3	38.9	0.0	0.9	15.0	0.0	310.1	10.5	87.8	18.2	42.5	0.0	46.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
92M17	0.0	66.4	0.0	0.0	28.2	0.0	179.4	0.0	190.8	0.0	26.3	0.0	30.7	0.0	1.6	19.7	4.5	0.0	120.2
93M15	713.9	130.9	5.5	0.0	50.3	0.0	48.1	68.5	108.2	31.2	164.4	0.0	54.0	0.0	1.6	0.0	0.8	0.0	0.0
93M17	484.7	82.2	5.5	0.0	130.1	0.0	147.8	90.7	287.0	64.7	387.0	0.0	77.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
93M19	26.6	5.9	5.2	0.0	26.1	0.0	26.7	18.1	22.3	22.5	164.5	0.0	5.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
93M20	11.9	6.5	1.8	0.0	8.7	0.0	9.2	0.0	14.3	6.7	59.7	0.0	6.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
93M21	8.2	7.3	1.0	0.0	7.0	0.0	6.0	0.0	12.3	5.7	43.7	0.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau A-1. Suite

Point d'échantillonnage	DEE µg/L	11-DCE µg/L	MECL µg/L	T12-DE µg/L	11-DCA µg/L	ACET µg/L	CHCL3 µg/L	THF µg/L	11-TCA µg/L	12-DCA µg/L	BENZ µg/L	CCL4 µg/L	TCE µg/L	14DNE µg/L	TOL µg/L	PCE µg/L	CLBEN µg/L	ETBEN µg/L	CHBR3 µg/L
93M2	3.6	12.0	0.5	0.0	12.9	0.0	1.9	0.0	25.7	0.0	4.2	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M2	252.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	49.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M5	1000.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	96.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M6	641.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	229.4	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M9	1254.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	573.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M10	974.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	819.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M11	1022.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	799.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M12	1152.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1059.2	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M18	1113.4	0.0	0.0	0.0	14.0	0.0	0.0	210.5	2.0	9.7	159.9	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M21	747.5	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	171.0	0.0	0.8	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M22	89.4	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	5.6	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	P	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M23	1.3	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.4	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
94M24	10.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M1	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	0.5	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M2	8.7	1.1	0.0	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M3	35.1	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	2.5	4.9	0.8	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M5	254.8	36.7	0.0	0.0	22.4	0.0	4.3	104.6	4.0	3.3	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M6	232.2	2.5	1.5	0.0	36.9	0.0	41.8	133.2	2.1	6.0	2.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M7	201.1	3.4	3.7	0.0	58.9	0.0	108.9	90.1	4.6	6.9	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M9	211.0	66.7	11.1	0.0	99.5	0.0	177.4	114.1	149.5	18.5	34.3	0.0	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M11	91.3	56.8	11.1	0.0	53.0	0.0	164.6	10.0	152.0	15.9	41.4	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M13	17.8	44.9	44.4	0.0	33.9	0.0	158.0	0.0	125.5	13.8	43.1	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M14	22.2	74.7	55.6	0.0	38.9	0.0	589.4	0.0	186.7	27.4	68.5	0.0	7.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M15	36.1	100.0	100.0	0.0	39.7	0.0	1107.9	46.3	356.6	100.0	116.0	0.0	20.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M17	22.2	124.2	41.1	0.0	36.1	0.0	669.1	0.0	270.7	77.8	68.7	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M18	26.4	57.2	23.4	0.0	62.7	0.0	381.1	0.0	176.7	18.6	45.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M19	22.2	123.8	88.9	0.0	38.4	0.0	614.8	0.0	308.2	32.2	66.0	0.0	8.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M20	18.4	38.7	14.7	0.0	73.3	0.0	266.5	0.0	107.8	14.2	34.1	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M21	12.6	38.2	12.2	0.0	97.8	0.0	117.5	0.0	68.6	12.3	31.4	0.0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M22	38.2	3.3	5.5	0.0	76.2	0.0	22.8	0.0	16.5	6.7	12.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M23	25.9	2.2	3.2	0.0	36.4	0.0	16.6	19.8	11.6	4.3	7.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
95M24	38.5	2.2	1.8	0.0	15.9	0.0	15.0	0.0	8.9	2.3	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Tableau A-2. Dosage des produits chimiques organiques volatils 1988 (par S. Lesage, M.W. Priddle et P. Riemann, INRE)

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
LABORATOIRE DE CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES
RAPPORT DE DOSAGE PAR CG/SM

DATE: 89/07/12

NUMÉRO DE L'ÉCHANTILLON	88GL124P	88GL126P	88GL127P	88GL128P	88GL12M14	88GL14BL2	88GL14M02
CONCENTRATION	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
CHLOROMÉTHANE							
BROMOMÉTHANE							
CHLOROÉTHANE							
CHLORURE DE VINYLE	<1.0						
1,1-DICHLOROÉTHYLÈNE				<2.0			
DICHLORORÉTHANE							
ÉTHER DIÉTHYLIQUE	643.0	331.0	122.0				
TÉTRAHYDROFURANE	70.0	230.0	180.0				30.0
TRANS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE				<1.0			
1,1-DICHLOROÉTHANE	2.6			0.9			<3.0
CIS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE				<1.0			
CHLOROFORME				<2.0			
1,1,1-TRICHLOROÉTHANE				<3.0			
TÉTRACHLORURE DE CARBONE				<4.0			
BENZÈNE	2.8					15.0	5.9
1,2-DICHLOROÉTHANE	10.3						
TRICHLOROÉTHYLÈNE							
1,2-DICHLOROPROPANE							
DIBROMOMÉTHANE							
TRANS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
TOLUÈNE						16.0	<0.5
CIS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
1,1,2-TRICHLOROÉTHANE							
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE							
DIBROMOCHLORORÉTHANE							
DIBROMOÉTHANE							
CHLOROBENZÈNE							
ÉTHYLBENZÈNE						6.2	
M+P-XYLÈNE							
O-XYLÈNE						2.7	
STYRÈNE							
BROMOFORME							
CUMÈNE							
PROPYLBENZÈNE							
3+4-ÉTHYLTOLUÈNE							
2-ÉTHYLTOLUÈNE							
TRIMÉTHYLBENZÈNE							
1,3-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DICHLOROBENZÈNE							
1,3-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DIÉTHYLBENZÈNE							
SUBSTITUT							
BROMOCHLORORÉTHANE	93.0	87.0	88.0	72.0	94.0	93.0	91.0

*Le SUBSTITUT a été ajouté à raison de 100 µg/L.

Tableau A-2. Suite

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
LABORATOIRE DE CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES
RAPPORT DE DOSAGE PAR CG/SM

DATE: 89/07/12

NUMÉRO DE L'ÉCHANTILLON	88GL14M03	88GL16M04	88GL16M08	88GL16M12	88GL16M16	88GL16MBL	88GL20M01
CONCENTRATION	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
CHLOROMÉTHANE							
BROMOMÉTHANE							
CHLOROÉTHANE							
CHLORURE DE VINYLE							
1,1-DICHLOROÉTHYLÈNE				40.0		4.4	
DICHLOROMÉTHANE					30.0		
ÉTHER DIÉTHYLIQUE		<2.0	<3.0	<6.0	10.0		<3.0
TÉTRAHYDROFURANE	60.0				15.0		
TRANS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE							
1,1-DICHLOROÉTHANE				6.6	2.9	5.5	
CIS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE							
CHLOROFORME		4.2		27.0	129.0	4.9	<2.0
1,1,1-TRICHLOROÉTHANE				76.0	141.0	5.1	<3.0
TÉTRACHLORURE DE CARBONE							<2.0
BENZÈNE				12.0	6.0	6.0	
1,2-DICHLOROÉTHANE				6.6	3.9		
TRICHLOROÉTHYLÈNE				60.0	38.0		
1,2-DICHLOROPROPANE							
DIBROMOMÉTHANE							
TRANS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
TOLUÈNE	<0.8					19.0	
CIS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
1,1,2-TRICHLOROÉTHANE							
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE					62.0		
DIBROMOCHLOROMÉTHANE							
DIBROMOÉTHANE							
CHLOROBENZÈNE							
ÉTHYLBENZÈNE						1.6	
M+P-XYLÈNE						10.0	
O-XYLÈNE						3.0	
STYRÈNE							
BROMOFORME							
CUMÈNE							
PROPYLBENZÈNE							
3+4-ÉTHYLTOLUÈNE							
2-ÉTHYLTOLUÈNE					2.1		
TRIMÉTHYLBENZÈNE						1.6	
1,3-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DICHLOROBENZÈNE							
1,3-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DIÉTHYLBENZÈNE							
SUBSTITUT							
BROMOCHLOROMÉTHANE	90.0	95.0	99.0	96.0	83.0	95.0	93.0

*Le SUBSTITUT a été ajouté à raison de 100 µg/L.

Tableau A-2. Suite

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
LABORATOIRE DE CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES
RAPPORT DE DOSAGE PAR CG/SM

DATE: 89/07/12

NUMÉRO DE L'ÉCHANTILLON	88GL20M10	88GL21M01	88GL21M02	88GL21M03	88GL21MBL	88GL37BL	88GL37M01
CONCENTRATION	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
CHLOROMÉTHANE							
BROMOMÉTHANE							
CHLOROÉTHANE							
CHLORURE DE VINYLE	2.0						
1,1-DICHLOROÉTHYLÈNE						4.0	10.0
DICHLOROMÉTHANE							
ÉTHER DIÉTHYLIQUE	70.0	36.0	658.0	616.0	22.0		
TÉTRAHYDROFURANE			120.0	100.0			
TRANS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE							<5.0
1,1-DICHLOROÉTHANE						32.0	4.7
CIS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE							<5.0
CHLOROFORME							6.6
1,1,1-TRICHLOROÉTHANE						5.6	15.0
TÉTRACHLORURE DE CARBONE							7.2
BENZÈNE	3.0	<1.0	5.0	<1.0	5.7	54.0	13.0
1,2-DICHLOROÉTHANE						8.2	
TRICHLOROÉTHYLÈNE						5.4	54.0
1,2-DICHLOROPROPANE							
DIBROMOMÉTHANE							
TRANS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
TOLUÈNE	1.7	<0.5	<0.5		17.0	13.0	0.8
CIS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
1,1,2-TRICHLOROÉTHANE							
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE							3.5
DIBROMOCHLOROMÉTHANE							
DIBROMOÉTHANE							
CHLOROBENZÈNE							1.1
ÉTHYLBENZÈNE					1.3	0.3	
M+P-XYLÈNE					9.0	10.3	
O-XYLÈNE					2.8	3.3	
STYRÈNE							
BROMOFORME							
CUMÈNE							
PROPYLBENZÈNE							
3+4-ÉTHYLTOLUÈNE						1.5	
2-ÉTHYLTOLUÈNE						0.3	
TRIMÉTHYLBENZÈNE					1.4	1.6	
1,3-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DICHLOROBENZÈNE							
1,3-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DIÉTHYLBENZÈNE							
SUBSTITUT							
BROMOCHLOROMÉTHANE	92.0	93.0	95.0	92.0	97.0	80.0	85.0

*Le SUBSTITUT a été ajouté à raison de 100 µg/L.

Tableau A-2. Suite

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
LABORATOIRE DE CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES
RAPPORT DE DOSAGE PAR CG/SM

DATE: 89/07/12

NUMÉRO DE L'ÉCHANTILLON	88GL37M06	88GL37M07	88GL37M09	88GL47M01	88GL47M02	88GL47M04	88GL54BL
CONCENTRATION	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
CHLORométHANE							
BROMOMÉTHANE							
CHLOROÉTHANE							
CHLORURE DE VINYLE			≈10.0	<1.0			
1,1-DICHLOROÉTHYLÈNE	35.0	3.8	60.0	<2.0			
DICHLOROMÉTHANE			25.0				
ÉTHER DIÉTHYLIQUE	41.0	172.0	254.0				22.0
TÉTRAHYDROFURANE							
TRANS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE				<2.0			
1,1-DICHLOROÉTHANE	12.0	25.0	614.0	2.6	<3.0		
CIS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE			7.5	<2.0			
CHLOROFORME	2.1		24.0			<2.0	
1,1,1-TRICHLOROÉTHANE			176.0	<4.0			
TÉTRACHLORURE DE CARBONE							
BENZÈNE	41.0	118.0	646.0		10.5	2.6	5.7
1,2-DICHLOROÉTHANE	5.2	14.0	25.0				
TRICHLOROÉTHYLÈNE	24.0	7.4	110.0				
1,2-DICHLOROPROPANE			11.0				
DIBROMOMÉTHANE							
TRANS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
TOLUÈNE			2.5		<0.5	<0.3	18.0
CIS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
1,1,2-TRICHLOROÉTHANE							
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE	3.0	2.0					
DIBROMOCHLOROMÉTHANE							
DIBROMOÉTHANE							
CHLOROBENZÈNE							
ÉTHYLBENZÈNE							2.2
M+P-XYLÈNE							9.4
O-XYLÈNE							2.7
STYRÈNE							
BROMOFORME							
CUMÈNE							
PROPYLBENZÈNE							
3+4-ÉTHYLTOLUÈNE							
2-ÉTHYLTOLUÈNE							
TRIMÉTHYLBENZÈNE							1.5
1,3-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DICHLOROBENZÈNE							
1,3-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DIÉTHYLBENZÈNE							
SUBSTITUT							
BROMOCHLOROMÉTHANE	37.0	86.0	77.0	120.0	77.0	128.0	96.0

*Le SUBSTITUT a été ajouté à raison de 100 µg/L.

Tableau A-2. Suite

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
LABORATOIRE DE CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES
RAPPORT DE DOSAGE PAR CG/SM

DATE: 89/07/12

NUMÉRO DE L'ÉCHANTILLON	88GL54M06	88GL54M08	88GL54M10	88GL67M01	88GL67M06	88GL67M07	88GL67M08
CONCENTRATION	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
CHLORODÉTHANE							
BROMOMÉTHANE							
CHLOROÉTHANE							
CHLORURE DE VINYLE							
1,1-DICHLOROÉTHYLÈNE				1.2	0.9		
DICHLORODÉTHANE							
ÉTHER DIÉTHYLIQUE	250.0	269.0	258.0				
TÉTRAHYDROFURANE	30.0	45.0	20.0				
TRANS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE							
1,1-DICHLOROÉTHANE				2.1	3.1		
CIS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE							
CHLOROFORME				2.8	2.0	2.5	1.8
1,1,1-TRICHLOROÉTHANE				7.0	7.0		
TÉTRACHLORURE DE CARBONE							
BENZÈNE		3.6		0.8	21.0	4.5	
1,2-DICHLOROÉTHANE							
TRICHLOROÉTHYLÈNE				12.0	27.0	32.0	39.0
1,2-DICHLOROPROPANE							
DIBROMOMÉTHANE							
TRANS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
TOLUÈNE							
CIS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
1,1,2-TRICHLOROÉTHANE							
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE				3.6	3.0	<2.5	<2.5
DIBROMOCHLORODÉTHANE							
DIBROMOÉTHANE							
CHLOROBENZÈNE							
ÉTHYLBENZÈNE							
M+P-XYLÈNE							
O-XYLÈNE							
STYRÈNE							
BROMOFORME							
CUMÈNE							
PROPYLBENZÈNE							
3+4-ÉTHYLTOLUÈNE							
2-ÉTHYLTOLUÈNE							
TRIMÉTHYLBENZÈNE							
1,3-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DICHLOROBENZÈNE							
1,3-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DIÉTHYLBENZÈNE							
SUBSTITUT							
BROMOCHLORODÉTHANE	95.0	96.0	97.0	95.0	87.0	80.0	97.0

*Le SUBSTITUT a été ajouté à raison de 100 µg/L.

Tableau A-2. Suite

INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
LABORATOIRE DE CHIMIE DES EAUX SOUTERRAINES
RAPPORT DE DOSAGE PAR CG/SM

DATE: 89/07/12

NUMÉRO DE L'ÉCHANTILLON	88GL67M09	88GL67M11	88GL82M06	88GL82M08	88GL92M15	88GL92M17	88GL92M19
CONCENTRATION	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
CHLOROMÉTHANE							<6
BROMOMÉTHANE							<1
CHLOROÉTHANE							16
CHLORURE DE VINYLE					7.3	18	4.1
1,1-DICHLOROÉTHYLÈNE	4.5	37			7.3	11	4.3
DICHLOROMÉTHANE		61			7.6	6.2	2.1
ÉTHER DIÉTHYLIQUE	22	36	20		2.8	<1	51
TÉTRAHYDROFURANE					30	28	3.7
TRANS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE					<1	3.2	32
1,1-DICHLOROÉTHANE	76	117			147	164	100
CIS-1,2-DICHLOROÉTHYLÈNE					87	87	7.5
CHLOROFORME	2.8	137					17
1,1,1-TRICHLOROÉTHANE	42	520			27	20	9.9
TÉTRACHLORURE DE CARBONE					22	16	28
BENZÈNE	232	132			82	74	3.2
1,2-DICHLOROÉTHANE	19	58				<3	
TRICHLOROÉTHYLÈNE	325	583					<0.7
1,2-DICHLOROPROPANE							<2
DIBROMOMÉTHANE							
TRANS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
TOLUÈNE		2.5					
CIS-1,3-DICHLOROPROPÈNE							
1,1,2-TRICHLOROÉTHANE							
TÉTRACHLOROÉTHYLÈNE	<2.5	105					
DIBROMOCHLOROMÉTHANE							
DIBROMOÉTHANE							
CHLOROBENZÈNE		134			2.9	<2	
ÉTHYLBENZÈNE		2					
M+P-XYLÈNE							
O-XYLÈNE		10					
STYRÈNE							
BROMOFORME							
CUMÈNE							
PROPYLBENZÈNE							
3+4-ÉTHYLTOLUÈNE							
2-ÉTHYLTOLUÈNE							
TRIMÉTHYLBENZÈNE							
1,3-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DICHLOROBENZÈNE							
1,3-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DICHLOROBENZÈNE							
1,4-DIÉTHYLBENZÈNE							
1,2-DIÉTHYLBENZÈNE							
SUBSTITUT							
BROMOCHLOROMÉTHANE	85	74	99	75	86	85	96

[a]Le SUBSTITUT a été ajouté à raison de 100 µg/L.

Tableau A-3. Composés identifiés provisoirement par CG/SM

ÉCHANTILLON	88GL126P	INCONNUS Dioxane approx. 330
ÉCHANTILLON	88GL16M12	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 72
ÉCHANTILLON	88GL16M16	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 23 dibromoéthane dibromoéthylène
ÉCHANTILLON	88GL21M02	INCONNUS Dioxane approx. 330
ÉCHANTILLON	88GL21M03	INCONNUS Dioxane approx. 430
ÉCHANTILLON	88GL37M01	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 20
ÉCHANTILLON	88GL37M06	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 14 Dichlorotrifluoroéthane Dichlorodifluorométhane
COMMENTAIRES ÉCHANTILLON ANALYSÉ À UNE DILUTION DE 2X		
ÉCHANTILLON	88GL37M07	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane Disulfure de diéthyle Éther diisopropylique
COMMENTAIRES ÉCHANTILLON ANALYSÉ À UNE DILUTION DE 2X		
ÉCHANTILLON	88GL37M09	INCONNUS Dichlorotrifluoroéthane Dichlorodifluorométhane Disulfure de diéthyle Sulfure de méthyle et d'éthyle Sulfure de diméthyle 1,2-Dichloroéthane
COMMENTAIRES ÉCHANTILLON ANALYSÉ À UNE DILUTION DE 5X		

Tableau A-3. Suite

ÉCHANTILLON	88GL47M01	INCONNUS Dioxane approx. 500 Inconnu, mvt 132
ÉCHANTILLON	88GL47M04	INCONNUS Dioxane approx. 2000
ÉCHANTILLON	88GL54M06	INCONNUS Dichlorotrifluoroéthane
ÉCHANTILLON	88GL67M01	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 36
ÉCHANTILLON	88GL67M06	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 40
ÉCHANTILLON	88GL67M07	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 35
ÉCHANTILLON	88GL67M08	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 50
COMMENTAIRES ÉCHANTILLON ANALYSÉ À UNE DILUTION DE 5X		
ÉCHANTILLON	88GL67M09	INCONNUS 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 140
ÉCHANTILLON	88GL67M11	INCONNUS Tétrachloroéthane 15 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 2725 Dichlorotrifluoroéthane Chlorotrifluoroéthylène Dichlorodifluorométhane Éther diisopropylique Pentane Méthoxybenzène Éthylcyclobutane
COMMENTAIRES ÉCHANTILLON ANALYSÉ À UNE DILUTION DE 5X		
ÉCHANTILLON	88GL92M15	INCONNUS Tétrachloroéthane 6.9 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 120 Dichlorotrifluoroéthane Chloropropène

Tableau A-3. Suite

ÉCHANTILLON	88GL92M17	INCONNUS
		Tétrachloroéthane 5
		1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoroéthane 115
		Dichlorotrifluoroéthane